

TARTU ÜLIKOOL
LOODUS- JA TÄPPISTEADUSTE VALDKOND
Ökoloogia ja maateaduste instituut

Elisabeth Prangel

ÖKOSÜSTEEMI HÜVED AVATUD JA KINNIKASVAVATEL
LOOPEALSETEL

Magistritöö

Juhendaja: vanemteadur Aveliina Helm

2017

Ökosüsteemi hüved avatud ja kinnikasvavatel loopealsetel

Lühikokkuvõte: Käesoleva magistritöö eesmärgiks oli hinnata kuidas toetavad kolm loopealsetele omast elupaigatüüpi ehk kolmes erinevas suktsessioonilises staadiumis loopealsed tolmeldamise, loodusliku kahjuritõrje ning kultuuriliste hüvede pakkumist. Sellest tulenevalt püüti ka hinnata nii loopealsete kinnikasvamise kui ka taastamise mõju ökosüsteemi hüvedele. Töö tulemustest selgus, et avatud loopealsetel niitudel on oluline roll kõigi kolme ökosüsteemi hüve pakkumisel. Enim mõjutas loopealsete kinnikasvamine tolmeldamise hüve ning kultuurilisi hüvesid. Suurim oli tolmeldajate arvukus ja liigirikkus avatud aladel, väikseim metsastunud aladel. Kultuuriliste hüvede puhul hinnati kõrgelt avatud loopealsete niitude esteetilist, pärandkultuurilist ning turisminduslikku väärtust. Tihedad kinnikasvanud loopealsed ei oma rekreatsioonilist väärtust, on liigivaesed ning raskesti läbitavad. Mõningal määral vähem oluliseks ostus niitude roll loodusliku kahjuritõrje hüve puhul. Sellegi poolest on avatud niitude olemasolu tähtis ka loodusliku kahjuritõrje seisukohast. Suurim oli taimekahjurite looduslike vaenlaste (ämblikulised) liigirikkus ja aktiivsustihedus avatud loopealsetel, kuid statistiliselt oluliseks osutus ka metsade roll aktiivsustiheduse puhul. Eelnevat arvesse võttes võib väita, et loopealsete karjamaade taastamine on kõrge tähtsusega ning vastavate aladel metsastumisel kannataksid mitmed olulised ökosüsteemi hüved.

Märksõnad: ökosüsteemi hüved, looduse hüved, tolmeldamine, looduslik kahjuritõrje, kultuurilised hüved, ökosüsteemide taastamine, loopealsed, poollooduslikud niidud

CERCS: B270 Taimeökoloogia

The provisioning of ecosystem services on open and successional alvar grasslands

Abstract: The aim of current Master's thesis was to evaluate the effect of three different successional stages of alvar grasslands on the efficiency of provisioning pollination, natural pest control and cultural services. In connection to that it was also speculated how would shrubification and grassland restoration practices affect said services. Results showed that open alvar grasslands have a significant role in preserving all three ecosystem services. Pollination and cultural services are most affected by the shrubification. Pollinator abundance and species richness was highest in open alvar grasslands and lowest in forested areas. Concerning cultural services, open grasslands have great aesthetical, cultural heritage and recreational value. Alvars overgrown with dense shrubs and trees are species poor, difficult to access and not aesthetically pleasing. Open grasslands had in some way less prominent role in the provisioning of pest control. Nevertheless, the species richness and activity density of the crop pest natural enemies (order *Araneae*) were highest in open grasslands, though the forested areas had also relevant effect on the activity density of the natural enemies. Considering all the above we can say that alvar grassland restorations are of great importance to the provisioning and preservice of ecosystem services and their functioning. Shrubification on the other hand would have negative effects on several ecosystem services provided by alvar grasslands.

Keywords: ecosystem services, benefits that nature provides, pollination, natural pest control, cultural services, ecosystem restoration, alvars, semi-natural grasslands

CERCS: B270 Plant ecology

Sisukord

1	Sissejuhatus	6
1.1	Poollooduslike rohumaade seisukord Euroopas	6
1.2	Loopealsed ehk alvarid	7
1.3	Ökosüsteemide funktsionaalsus	8
1.4	Ökosüsteemi hüved	9
1.5	Loopealsete poolt pakutavad olulised ökosüsteemi hüved	11
1.5.1	Tolmeldamise hüve	11
1.5.2	Looduslik kahjuritõrje	12
1.5.3	Kultuurilised hüved	13
1.6	Magistritöö eesmärk	14
2	Materjal ja metoodika.....	16
2.1	Uurimisalade iseloomustus	16
2.2	Taimekoosluste uuringu metoodika iseloomustus	17
2.3	Tolmeldajate seire	18
2.3.1	Kimalaste seire metoodika iseloomustus.....	18
2.3.2	Päevaliblikate seire metoodika iseloomustus	19
2.4	Nektari tootlikkuse hindamine.....	19
2.5	Ämblikuliste seire metoodika iseloomustus	19
2.6	Andmete analüüs.....	20
3	Tulemused	21
3.1	Tolmeldamise hüve.....	21
3.1.1	Putuktolmlevate taimede liigirikkus ja katvus.....	21
3.1.2	Tolmeldajate liigirikkus ja arvukus	23
3.1.3	Nektari tootlikkus	25
3.2	Looduslik kahjuritõrje.....	26
3.2.1	Taimkahjurite looduslike vaenlaste liigirikkus ja aktiivsustihedus	26
3.3	Kultuurilised hüved.....	27
4	Arutelu.....	31
4.1	Elupaigatüübi mõju tolmeldamise hüvele.....	31
4.2	Elupaigatüübi mõju looduslike kahjurite vaenlaste arvukusele ja liigirikkusele.....	32
4.3	Elupaigatüübi mõju kultuurilistele hüvedele	33

Kokkuvõte	38
Summary.....	39
Tänuavaldused.....	40
Kasutatud kirjandus	41
LISA 1	47

1 Sissejuhatus

1.1 Poollooduslike rohumaade seisukord Euroopas

Ühest küljest intensiivse põllumajanduse ja niitude kultuuristamise ning teisalt vähese intensiivsusega majandustegevuse lõppemise tõttu on suur osa Euroopa poollooduslikest niidukooslustest kaotanud oma kunagise pindala, mis see on seadnud ohtu poollooduslike rohumaade elurikkuse (Helm *et al.*, 2006; Dengler *et al.*, 2014). Enne põllumajanduse intensiivistumist 20. sajandi keskpaigas (Benton *et al.*, 2003) olid poollooduslikud karjatamise ja käsitsi niitmise abil hooldatud madala rohtse taimestikuga niidukooslused Euroopas laialt levinud. Euroopas on praeguseks heas seisundis poollooduslikke niidukoosluste pindala oluliselt kahanenud ning suur osa kunagistest rohumaadest on kas asendunud intensiivselt haritavate põllu- või karjamaadega või on võsastunud ja kinni kasvanud. Põldudena võeti kasutusele peamiselt viljakatel, tusedamatel muldadel asunud poollooduslikud kooslused ning vähem viljakad, õhukese mullaga kooslused (nt loopealsed karjamaad), hüljati ning on aja jooksul võsastunud (Bakker & Berendse, 1999; Helm *et al.*, 2006; Suding, 2011).

Poollooduslike rohumaade seisukord on tunduvalt parem Ida-Euroopas kui Lääne-Euroopas, kus põllumajanduse intensiivistumine algas varem ning toimus laialdasemalt. Ida-Euroopa ning ka Eesti niidukoosluste säilimist ohustab peamiselt nende kinnikasvamine karjatamise või niitmise lakkamise tõttu (Helm *et al.*, 2006). Eestile omased poollooduslikud kooslused Euroopa Liidu loodusdirektiivi järgi on: loopealsed, puisniidud, lubjarikkad ja lubjavaesed aruniidud, viljakad aruniidud, nõmmeniidud, soostunud niidud, rannaniidud, lamminiidud, puiskarjamaad, sinihelmikaniidud, kadastikud ja servaniidud (Poollooduslike koosluste tegevuskava, 2013). Poollooduslike koosluste levik Eestis oli laialdasim 19. sajandi lõpus. Aastal 2013 kinnitatud poollooduslike koosluste tegevuskava järgi on Eestis kaitstavatel aladel 60 000 ha hooldamist vajavaid poollooduslikke kooslusi. Loopealseid on alles ligikaudu 9800 ha, millest pidevalt hooldatakse ainult ligikaudu 2500 ha. 1930-tel oli karjatamise all loopealseid aga ~ 43 000 ha (Helm, 2011).

Võrreldes Lääne-Euroopa maastikega on Ida-Euroopas ning ka Eestis niidukooslustel suurem taastamispotentsiaal, kuna koosluste üldine seisukord on siiski parem kui näiteks paljudes Lääne-Euroopa riikides, maastikes on säilinud kooslustele omane liigifond ning seemnepank (idanemisvõimeliste seemnete kogum mullas) võib olla kinnikasvanud aladel veel mõnevõrra säilinud (Kalamees *et al.*, 2012; Metsoja *et al.*, 2013), millest tulenevalt on lihtsam nende koosluste funktsionaalsust taastada. Seetõttu on oluline tähelepanu pöörata taastamisele enne

kui ka Eesti poollooduslikud rohumaad veel rohkem degradeeruda ja kaduda jõuavad (Kalamees *et al.*, 2012).

1.2 Loopealsed ehk alvarid

Loopealsed on õhukese lubjarikka mullaga lubjakivi aluspõhjal levivad poollooduslikud kadakased karjamaad. Suuremalt jaolt on loopealsed rohumaad sekundaarsed ehk tekkinud loopealsete metsade raie järgselt ekstensiivselt karjatatud aladele, osa loopealseid on tekkinud ka vanadele põldudele. Primaarseid loopealseid karjamaid leidub paljanduvate paeplaatidega aladel ning aluspinna tõusu tõttu merest kerkinud rannikualadel (Laasimer 1965; Pärtel *et al.*, 1999). Mõõdukas karjatamiskoormus ning mitmekesised keskkonnatingimused on võimaldanud välja kujuneda väga liigirikkal elustikul. Taimede liigirikkuse poolest on avatud loopealsed karjamaad teisel kohal puisniitude järel, mis on Eesti kõige liigirikkamad taimekooslused (Kukk, 2004).

Üldiselt on loopealsed suhteliselt kuivad kooslused ning mullad võivad tihti olla, tänu õhukesele mullakihi ja avatud maastikule, aluspõhjani läbi kuivanud. Periooditi (nt kevadel suurvee ajal) võivad aga loopealsed olla liigniisked ja üleujutatud, kuna paeplaat takistab vee äraimbumist (Rosén 1982; Pärtel *et al.*, 1999). Vastavalt niiskustingimustele ja mullakihi paksusele jaotatakse loopealsed kolmeks tüübiks: *Molinietum*-tüüpi ehk ajuti märjad, *Avenetum*-tüüpi ehk kuivad түsedamullalised ning *Festucetum*-tüüpi ehk kuivad õhukesemullalised loopealsed. *Avenetum*-tüüpi loopealsed on kõige liigirikkamad ning түsedama mulla tõttu ka kõige enam kiire kinnikasvamise poolt ohustatud. *Molinietum*-tüüpi niidud on neist kolmest tüübist kõige liigivaesemad ning produktiivsemad. *Festucetum*-tüüpi loopealsed on aga kõige haruldasema taimekooslusega ja kõige suurema looduskaitse väärtusega (Paal, 1997).

Küllaltki karmide keskkonnatingimuste tõttu koosneb loopealsete taimkate valdavalt ekstreemseid tingimusi taluvatest ja lubjarikkaid kasvukohti eelistavatest liikidest, esineb ka mitmeid haruldusi. Leidub nii stepialadelt pärinevaid kui ka tundraladele omaseid liike nii soontaimede, sammalde kui ka samblike seas (Laasimer, 1965; Kukk, 2004).

Majandamise lõppemise tõttu ligikaudu 50 aastat tagasi on 70% kunagistest ajaloolistest loopealsetest rohumaadest kinni kasvanud ning asendunud metsa või kadastikuga (Pärtel *et al.*, 1999). Üldiselt loetakse loopealsete karjamaade ideaalseks kadakate katvuseks 30% (Helm, 2011), kuid Kukk & Sammul (2006) sõnul säilivad loopealsele karjamaale omased tingimused

ka juhul kui kadakate katvus ulatub 50-60%. Kui kadakate katvus ületab 75% määra hakkavad koosluses toimuma kiired ja suured muutused elustiku liigirikkuses ning avatud loopealsele omased valgusnõudlikud taimeliigid tõrjutakse välja (Pärtel *et al.* 1999). Olenevalt konkreetse ala tingimustest, hakkavad kadakate vananedes üldiselt domineerima männid (*Pinus sylvestris*) ning loopealne rohumaa asendub metsaga (Pärtel *et al.*, 1998). Loopealsete loodusliku suktsessiooni lõppfaasiks ongi loomets, milleks võib olla kas loopealne männik (68%) või kuusik (25%), vähesel määral esineb ka tammikuid (5%) ja kaasikuid (~1%) (Hepner, 2013). Mets võib olla kas loodusliku tekkega või istutatud. NSV Liidu ajal püüti vähem viljakaid loopealseid karjamaid metsastada. Tüsedama mullaga aladel see ka õnnestus, õhema mullakihi aladel aga istikud suurelt jaolt hävisid (Laasimer, 1975).

1.3 Ökosüsteemide funktsionaalsus

Ökosüsteemide ökoloogiline funktsionaalsus on termin, mis hõlmab erinevaid ökosüsteemi jätkusuutliku toimimisega seotud aspekte nagu mutualistlikud suhted, erinevate troofiliste tasemete esinemine ja nende elurikkus, elupaigale iseloomulike liikide populatsioonide piisav suurus ja nende pikaajalist püsimist tagavate tegurite olemasolu (sh. levimisvektorite ja – koridoride olemasolu, metakoosluseline struktuur, sobiva koosseisuga ümbritsev maastik jpt) ning ökosüsteemi hüved, mis sõltuvad otseselt ökosüsteemi funktsionaalsusest. Ökosüsteemide funktsionaalsuse püsivus tagab ökosüsteemi säilimise selle loomulikul kujul, on piirkonnale iseloomuliku elustiku püsima jäämise aluseks ning tänu sellele on ökosüsteem võimeline pakkuma inimestele olulisi ökosüsteemi hüvesid. Seetõttu on oluline rohkem tähelepanu pöörata vastavate hüvede kvaliteedi säilimisele ja nende taastamisele (Benayas *et al.*, 2009; Oliver *et al.*, 2015; Perring *et al.*, 2015).

Pikaaegne intensiivne inimtegevus on rikkunud või muutnud paljude ökosüsteemide loomulikku seisundit ning põhjustanud laiaulatuslikku bioloogilise mitmekesisuse vähenemist (Bullock *et al.*, 2011). Jätkusuutlikkust tagavad tegurid on kas kadunud või nende efektiivsus on märgatavalt kahanenud (Kremen, 2005; Montoya *et al.*, 2012).

Oliver *et al.* (2015) sõnul on tõhusam kaitsta kogu elurikkust kui ühte kindlat ja peamist hüve pakkuvat liiki. Seetõttu ei tohiks kaitse- ja taastamistöodes keskenduda vaid hetkel domineerivatele liikidele või mõne kindla ökosüsteemi hüvega seotud liikidele, vaid tähelepanu tuleks pöörata ka ökosüsteemi toimimisele tervikuna. Kogu ökosüsteemi funktsioneerimine on keerukas protsess ning ökosüsteemi korrektne toimimine sõltub väga suurest hulgast liikidest, mistõttu on eelkõige oluline kogu ökosüsteemi kaitse. Liikide arvukuse ajaline fluktuatsioon

ning dominantsete liikide arvukuse vähenemine (nt häiringute või kliima muutuste tõttu) on normaalne nähtus ning sellises olukorras on oluline asendusliikide olemasolu ökosüsteemi stabiilsena hoidmiseks. Eriti tuleb sellega arvestada, kuna praeguse prognoosiga on tulevikus oodata laialdasi kliimamuutusi ja rohkem ekstreemseid ilmastikunähtusi. Nii Isbell *et al.* (2011) kui ka Tilman *et al.* (2006) leidsid, et keskkonnatingimuste kõikumiste tõttu aastate lõikes domineerivad erinevad liigid erinevatel aegadel ning mitmeid ökosüsteemi hüvesid ei paku igal aastal samad liigid. Elustiku säilimine regionaalsel või maastikulisel tasandil tagab selle, et ühe liigi kadumisel võib leiduda teisi asendavaid liike, kes võtavad üle kadunud liigi rolli. Sellest tulenevalt ökosüsteemi hüve pakkumine ei katke ning selle kvaliteet ei vähene märgatavalt (Tilman *et al.*, 2006; Oliver *et al.*, 2015). Ka mitmetest teistest uurimustest on leitud, et elupaikades, kus on säilinud suurem liigirikkus on täheldatud ka kõrge ökosüsteemi funktsionaalsus (Balvanera *et al.*, 2006; Benayas *et al.*, 2009). Seetõttu võiks järeldada, et suurema elurikkuse säilitamisega tagatakse suurema tõenäosusega ökosüsteemi stabiilsus ja ökoloogiline vastupidavus praegu kui ka tulevikus muutuvates keskkonnatingimustes (Isbell *et al.*, 2011; Oliver *et al.*, 2015).

1.4 Ökosüsteemi hüved

Ökosüsteemi hüvedeks (ökosüsteemi teenusteks) loetakse ökosüsteemi seisundi püsivust toetavaid ja inimese jaoks vajalikke ökosüsteemide omadusi, mille olemasolu võimaldab ökosüsteemi elustik (MEA, 2005). Ökosüsteemi hüved jaotatakse millenniumi ökosüsteemide hindamise aruande (*Millennium Ecosystem Assessment*) järgi varustavateks hüvedeks (*provisioning services*), reguleerivateks hüvedeks (*regulating services*), toetavateks hüvedeks (*supporting services*) ning kultuurilisteks hüvedeks (*cultural services*). Ökosüsteemi hüvede klassifikatsioon on teisi, kuid jaotus millenniumi ökosüsteemide hindamise aruande järgi on üks enim kasutatud klassifikatsioonidest (MEA, 2005; Layke, 2009). Millenniumi ökosüsteemide hindamise aruandes (2005) leidakse, et üle 60% kogu Maa ökosüsteemide hüvedest on kas degradeerunud või üleekspluateeritud, mistõttu on oluline ökosüsteemi hüvede uurimisele ning nende säilitamisele rohkem tähelepanu pöörata.

Varustavateks hüvedeks on ökosüsteemi omadused, mis võimaldavad inimesele otseselt tarbitavaid ressursse näiteks toit (põllukultuurid, ulukid, kariloomad jne), vesi, ehitusmaterjalid ja puit, maavarad, looduslikud ravimid jm (MEA, 2005; Layke, 2009; Maes *et al.*, 2011).

Reguleerivad hüved mõjutavad kliimat, õhu- ja mullakvaliteeti, veevarusid, reguleerivad veerežiimi (muuhulgas kontrollivad üleujutusi) ja ka suuri maastikupõlenguid. Samuti on

reguleerivateks hüvedeks tolmeldamine, looduslik kahjuritõrje ja haigustekitajate kontroll, erosiooni kontroll ning looduslik vee puhastumine. Reguleerivad hüved võimaldavad ja parandavad muude hüvede (kultuurilised ja varustavad hüved) kättesaadavust, säilitavad vastavale ökosüsteemile omast seisundit ning sellest sõltuvat inimeste heaolu (MEA, 2005; Layke, 2009; Maes *et al.*, 2011).

Tugiteenused ehk elu toetavad hüved on aluseks kõikide teiste ökosüsteemi hüvede toimimisele. Elu toetavateks hüvedeks on näiteks kooslusele omane korrektselt toimiv aineringe, mullatekke protsessid, fotosüntees ja primaarproduktioon, ökosüsteemi elustikule sobilike elupaikade olemasolu ning looduslikud regulatsioonimehhanismid elustiku populatsioonide arvukuse kontrolliks (MEA, 2005; Layke, 2009; Maes *et al.*, 2011).

Kultuurilised hüved on ökosüsteemi omadused, mis võimaldavad rekreatsiooni, ökoturismi ja loodusõpet. Kultuurilised hüved kajastavad looduse esteetilist, pärandkultuurilist, aga ka teaduslikku väärtust (MEA, 2005; Layke, 2009; Maes *et al.*, 2011).

Ökosüsteemi hüvede efektiivsuse hindamine ning mõõtmine on küllaltki keerukas ning mitmetele hüvedele ei ole siiani korralikke ja ühtselt kasutusel olevaid indekseid ehk mõõdikuid. Kuna ökosüsteemi hüvede uurimine on küllaltki uudne valdkond, pärinevad mõõdikud üldiselt mujalt eluvaldkondadest nagu põllumajandus, metsandus, kalakasvatus, turism, kliima ja keskkonnauuringud jne (Layke, 2009).

Ökosüsteemi hüved ka interakteeruvad omavahel või reageerivad korraga mingile mõjutegurile keskkonnas ning moodustavad sellest tulenevalt omavahel positiivselt seotud või lõivsuhetes olevaid hüvede kogumeid ehk ökosüsteemi hüvede kimpe (*bundles of ecosystem services*) (Raudsepp-Hearne *et al.*, 2010). Positiivsete interaktsioonide puhul on mitmete hüvede kvaliteedi säilitamine ja edendamine üheaegselt võimalik. Osade hüvede puhul esineb aga lõivsuhe ehk ühe hüve pakkumise toetamisel teise hüve pakkumine väheneb (Bennett *et al.*, 2009; Raudsepp-Hearne *et al.*, 2010; Queiroz *et al.*, 2015). Näiteks liigirikka poolloodusliku niidu olemasolu tagamine putuktolmeldamist vajava põllu läheduses suurendab tolmeldamise hüve efektiivsust ning omakorda kvaliteetsem tolmeldamine suurendab põllukultuuri saagikust ehk parandab varustava hüve pakkumist. Sellisel juhul on tegemist positiivse interaktsiooniga – mõlemad hüvesid mõjutab positiivselt nii väline keskkonnategur (poolloodusliku niidu olemasolu) kui ka kahe hüve vaheline sünergia (Öckinger & Smith, 2007). Lõivsuhtega on tegemist näiteks juhul kui rohumaa metsastamise tagajärjel suureneb süsiniku sidumine puidus ja mullas noore metsa poolt, kuid samas suureneb ka evaporsatsioon ning vee kättesaadavus mullas väheneb. Esineb vee kättesaadavuse ja süsiniku sidumise vaheline lõivsuhe (Engel *et*

al., 2005; Jackson *et al.*, 2005). Sarnane olukord esineb ka näiteks tolmeldamise hüve ja puidu tootlikkuse vahel – üheaegselt ei saa suurendada tolmeldamise kättesaadavust ning puidu tootlikkust (Bennett *et al.*, 2009; Raudsepp-Hearne *et al.*, 2010).

Selliste ökosüsteemi hüvede vaheliste interaktsioonide arvestamine on oluline erinevate maakasutusprojektide ning taastamise- ja kaitseprojektide loomisel. Võimalik on targasti ära kasutada positiivseid interaktsioone, et tagada mitmete kasulike ökosüsteemi hüvede pakkumist. Lõivsuhte esinemise tõttu tuleb ka arvestada, et on võimatu kõikide hüvede üheaegne edendamine ning koosluste taastamis- ja kaitseprojektide korral tuleks kaaluda hetkeolukorda, tuleb teha valikuid milliste hüvede edendamine on hetkeolukorras prioriteetne arvestades vastava ökosüsteemi omapärade ning hüvede nõudlusega (Raudsepp-Hearne *et al.*, 2010; Crouzat *et al.*, 2015; Queiroz *et al.*, 2015).

1.5 Loopealsete poolt pakutavad olulised ökosüsteemi hüved

1.5.1 Tolmeldamise hüve

Tolmeldamine on oluline ökosüsteemi elustiku poolt pakutav hüve, mis on tähtis suurele osale põllukultuuridele kui ka looduslikule taimestikule (Ollerton *et al.*, 2011; Breeze *et al.*, 2014). Ülemaailmselt ligikaudu 75% (Klein *et al.*, 2007) ning Euroopas ligikaudu 80% põllukultuuride saagikus sõltub zoogaamiast ehk loomtolmlemisest, millest peamise osa moodustab just putuktolmlemine (Potts *et al.*, 2011). Ilma putuktolmlemiseta neist sõltuvad kultuurid ei vilju või nende saagikus langeb märgatavalt (Breeze *et al.*, 2014). Parasvöötme looduslikust taimestikust ~78% on loomtolmlejad ehk sõltuvad viljumisel suuremal või vähemal määral loomsetest vektoritest (Ollerton *et al.*, 2011). Öckinger & Smith (2007), Klein *et al.* (2007) ning Klein *et al.* (2012) sõnul tagab poollooduslike niidukoosluste säilitamine suurema tolmeldajate liigirikkuse ning arvukuse maastikes, mis omakorda mõjub positiivselt põllumajandusele. Poollooduslikud niidukooslused on tolmeldajate lätte-elupaigaks (*source habitat*), pakkudes sobilikke korjealasid ning elupaiku (Öckinger & Smith, 2007). Alates aastast 1961 on nõudlus putuktolmlevate põllukultuuride järgi tõusnud ligi 300% (Aizen *et al.*, 2008), putuktolmeldajate liigirikkus ja arvukus on aga vastupidises trendis – märgatud on olulist putuktolmeldajate vähenemist, mis annab põhjust muretsemiseks nii looduskaitse kui ka põllumajanduse valdkonnas (Breeze *et al.*, 2014). Tolmeldajate arvukuse vähenemine toob kaasa putuktolmlevate põllukultuuride saagikuse languse, kuna pole piisavalt tolmeldajaid, kes tolmeldamist läbi viiks. Garibaldi *et al.* (2013), Brittain *et al.* (2013) ning Blitzer *et al.* (2016) sõnul on oluline roll ka tolmeldajate liigirikkusel, säilitamaks kvaliteetset tolmeldamise hüve

toimimist. Suur putuktolmeldajate liigirikkus tagab põllukultuuride efektiivsema tolmeldamise, suurema saagikuse ning suurema tõenäosusega leidub piirkonnas erinevatele taimeliikidele oluline tolmeldaja. Ainult mõne olulise generalistist liigi esinemine ei võimalda pakkuda kõigile taimeliikidele sobilikku tolmeldamist. Suurema tolmeldajate liigirikkuse korral säilib tolmeldamise hüve pakkumine ka muutuvates keskkonnatingimustes: tolmeldajate mitmekesisus puhverdab ka mõne liigi märkimisväärse vähenemise või hävimise. Garibaldi *et al.* (2013) leidis, et vaatamata sellele, et kodustatud meemesilasi (*Apis mellifera*) peetakse headeks generalistidest tolmeldajateks, kes võiksid suuresti täita looduslike tolmeldajate rolli, nad seda siiski ei suuda. Läbiviidud katsest selgus, et looduslike tolmeldajate positiivne mõju põllukultuuri saagikusele oli tunduvalt suurem kui oli seda ainult meemesilaste puhul. Sellest tulenevalt on leitud, et hädavajalik on tagada suurem tolmeldajate liigirikkus säilitamiseks kvaliteetne tolmeldamise hüve toimimine praegu kui ka tulevikus muutuvates keskkonnatingimustes (Garibaldi *et al.*, 2011; Klein *et al.*, 2012; Brittain *et al.*, 2013).

1.5.2 Looduslik kahjuritõrje

Looduslik kahjuritõrje on ökosüsteemi poolt pakutav hüve, mille olulisus seisneb taimede kahjurite hävitamises kahjurite looduslike vaenlaste poolt (Bianchi *et al.*, 2006; Gardiner *et al.*, 2009). Kahjurite looduslikeks vaenlasteks võivad olla parasitoidid, parasiidid, erinevad haigustekitajad, mitmesugused kahjuritest toituvad lüljalgsed (Lang *et al.*, 1999; Gardiner *et al.*, 2009) kui ka linnud (Strong *et al.*, 2000). Üheks olulisemaks taimekahjurite vaenlaste rühmaks on erinevad ämblikulised (*Araneae*), tähtis roll on ka mitmetel mardikalistel (Nyffeler & Benz, 1987) ja parasitoidsetel kiletiivalistel (Tscharncke *et al.*, 2007). Poollooduslikud rohumaad ja ka metsad on oluliseks elu- ja talvituspaigaks taimekahjurite looduslikele vaenlastele ning omavad lätte-elupaiga rolli, kust toimub levimine põldudele. Põllud ise ei võimalda pikaajaliselt kahjurite vaenlastele soodsaid elupaiku ja alternatiivseid toidulikke ning looduslike või poollooduslike alade puudumisel kaovad põllumajanduspiirkondadest tihti ka taimekahjurite looduslikud vaenlased. Loodusliku kahjuritõrje kui ökosüsteemi hüve säilimiseks on oluline maastiku struktuurilise mitmekesisuse olemasolu (Bianchi *et al.*, 2006; Gardiner *et al.*, 2009). Tscharncke *et al.* (2007), Gardiner *et al.* (2009), Rusch *et al.* (2013) ning Rusch *et al.* (2016) töödest selgus, et suurem looduslike kahjurivaenlaste arvukus ja liigirikkus leidis mitmekesisema ja keerukama struktuuriga maastikus, kus vaheldumisi paiknesid kultuurmaastiku (põllud) ning looduslike või poollooduslike koosluste laigud. Suurenenud põllukahjurite vaenlaste liigirikkus ja arvukus maastikus omakorda vähendas taimekahjustusi ning tõstis põllukultuuride saagikust, kuna taimekahjurite hulk põldudel vähenes märkimisväärselt. Ka Thies & Tscharncke (1999) tööst tuli välja, et põlluservades paiknevad

loodusliku taimeistikuga ribastruktuurid suurendavad taimekahjurite vaenlaste arvukust põldudel, kuid niidukooslustel on tunduvalt tugevam positiivne mõju kahjurivaenlaste populatsioonidele. Rusch *et al.* (2016) sõnul on poollooduslike rohumaade taastamisel oluline roll loodusliku kahjuritõrje hüve säilimises ning selle mõju võimendamises põllumajandusmaastikus. Maastiku kompleksus on oluline ka säilitamiseks efektiivset metakooluste võrgustikku, mis võimaldaks taimekahjurite vaenlaste levikut põldudele. Kuna kahjurite vaenlased ei levi väga pikkade vahemaade taha, on oluline ümbritseva maastiku vaheliste rohekoridoride säilitamine (Thies & Tschardtke, 1999; Tschardtke *et al.*, 2007). Taimekahjurite looduslike vaenlaste olemasolu põllumajandusmaastikus aitab vähendada insektitsiidide kasutamist, mis omakorda mõjuks kahjulikult ümbritsevale elustikule ning vähendaks veelgi elustiku mitmekesisust (Östman *et al.*, 2003).

1.5.3 Kultuurilised hüved

Kultuurilised hüved on ökosüsteemi esteetilised, spirituaalsed ning kultuuri ja ajalugu hõlmavad omadused. Kultuurilised hüved on ka omadused, mis võimaldavad puhkust ja lõõgastumisvõimalusi. Üldiselt peetakse kultuurilisi hüvesid mittemateriaalseks, kaudselt on kultuurilised hüved aga hinnatavad läbi inimeste suurema heaolu, parema tervise ja puhkamisvõimaluste (MEA, 2005; Maes *et al.*, 2011). Võrreldes teiste ökosüsteemi hüvedega pööratakse kultuuriliste ökosüsteemi hüvede uurimisele üldiselt vähem tähelepanu (Milcu *et al.*, 2013). Seda võib põhjendada faktiga, et kultuurilised hüved ei ole nii kergesti majanduslikult mõõdetavad ja seetõttu on keerulisem nende mõju hinnata. Erinevates töödes on peamiselt kajastatud ökosüsteemide rolli turismi ja puhkamisvõimaluste pakkumisel, mis on ainukesed hüved, mida saab kultuuriliste hüvede osas otseselt majanduslikult mõõta (Hernández-Morcillo *et al.*, 2013; Milcu *et al.*, 2013). Tänu rahvaarvu kasvule ning nõudluse suurenemisele pööratakse tähelepanu pigem varustavate hüvede efektiivsuse maksimeerimisele ning tihti kannatab seetõttu kultuuriliste hüvede pakkumine (MEA, 2005). Samas aga Guo *et al.* (2010) ning Milcu *et al.* (2013) uuringutest selgus, et ka kultuuriliste hüvede olulisus on pidevalt kasvanud ning jätkab kasvu ka edaspidi, seda just tänu suurenenud linnastumisele (MEA, 2005). Aina rohkem inimesi valib puhkuse veetmiseks loodusturismi poolt pakutavad võimalused ning soovib lõõgastuda linnast eemal looduskeskkonnas. Kõrgelt hinnatakse ka pärandkultuuriga seotud kooslusi ning maaelu kajastavaid turismi sihtpunkte (Parente & Bovolenta, 2012). Sellest tulenevalt oleks oluline kultuuriliste hüvede pakkumise uurimisele rohkem tähelepanu pöörata ja panustada enam ka kultuuriliste hüvede säilimisele.

Kultuuriliste hüvede alamkategoriad (MEA, 2005; Maes *et al.*, 2011; Hernández-Morcillo *et al.*, 2013; Milcu *et al.*, 2013):

- Ökoturism ja rekreatsioon ehk puhkamisvõimalused
- Spirituaalne ja religioosne väärtus
- Ökosüsteemi esteetiline väärtus
- Inspiratsiooni pakkumine
- Kultuuripärandi säilitamine
- Hariduse ja teaduse edendamine
- Looduskaitse väärtus

Osades töödes tuuakse välja ka loodussaaduste pakkumist kultuuriliste hüvede alla kuuluvana (Plieninger *et al.*, 2012; Schulp *et al.*, 2014). Millenniumi ökosüsteemide hindamise aruande (MEA, 2005) ökosüsteemi hüvede liigituse järgi kuuluvad loodussaadused varustavate hüvede alla koos ulukite, kariloomade, kalavarude ja muu sarnasega. Schulp *et al.* (2014) sõnul aga kasutavad inimesed marjade ja seente korjamist ka rekreatsioonilise tegevusena ning peavad seda üheks kultuuri osaks, järgides eelnevate põlvete tavasid. Ka Plieninger *et al.* (2012) töös mainiti loodussaaduste korjamist kultuuriliste hüvede all. Seetõttu võib korilust pidada lisaks varustavale hüvele ka osaks kultuurilistest hüvedest.

1.6 Magistritöö eesmärk

Euroopas ning ka Eestis on heas seisundis poollooduslikud niidukooslused kadumas ning koos sellega on kadumas ka neile omane elustik ning ökosüsteemi funktsioonid ja hüved. Loopealsete karjamaade pindala on alates 1930ndatest aastatest drastiliselt kahanenud ning enamike varasemalt eksisteerinud avatud karjamaade asemel on kadastikuga kinnikasvanud või täielikult metsastunud loolad. Veel avatuna säilinud loopealsed on liigirikkad, kuid isoleeritud ning tunduvalt väiksema pindalaga kui ajalooliselt. Sobiliku hoolduse (karjatamine) puudumisel võsastuvad ka veel seni alles olevad alad ning elupaiga pindala kaheneb veelgi (Helm *et al.*, 2006; Krauss *et al.*, 2010; Helm, 2011).

Antud töö eesmärgiks on uurida, millises kunagistele avatud loopealsetele karjamaadele tänaseks kujunenud koosluses on tagatud kõige suurema efektiivsusega töösse valitud ökosüsteemi hüvede võimaldamine. Võrdlen omavahel avatuna säilinud niidukooslust, võsastunud loola (kadastikku) ja metsastunud loopealset. Püüan välja selgitada, kas avatud loopealne, kui tavaliselt kõige liigirikkam uuritud kolmest tüübist, toetab enim ökosüsteemi

hüvede pakkumist ning sellest tulenevalt, kas loopealsete karjamaade taastamine on oluline protsess ka vaadeldud ökosüsteemi hüvede seisukohast. Käesolevasse magistritöösse valiti kolm olulist loopealsete poolt võimaldatavat ökosüsteemi hüve, täpsemalt reguleerivate hüvede alla kuuluvad tolmeldamine ja looduslik kahjurikontroll ehk kahjuritõrje ning kultuurilised hüved.

2 Materjal ja metoodika

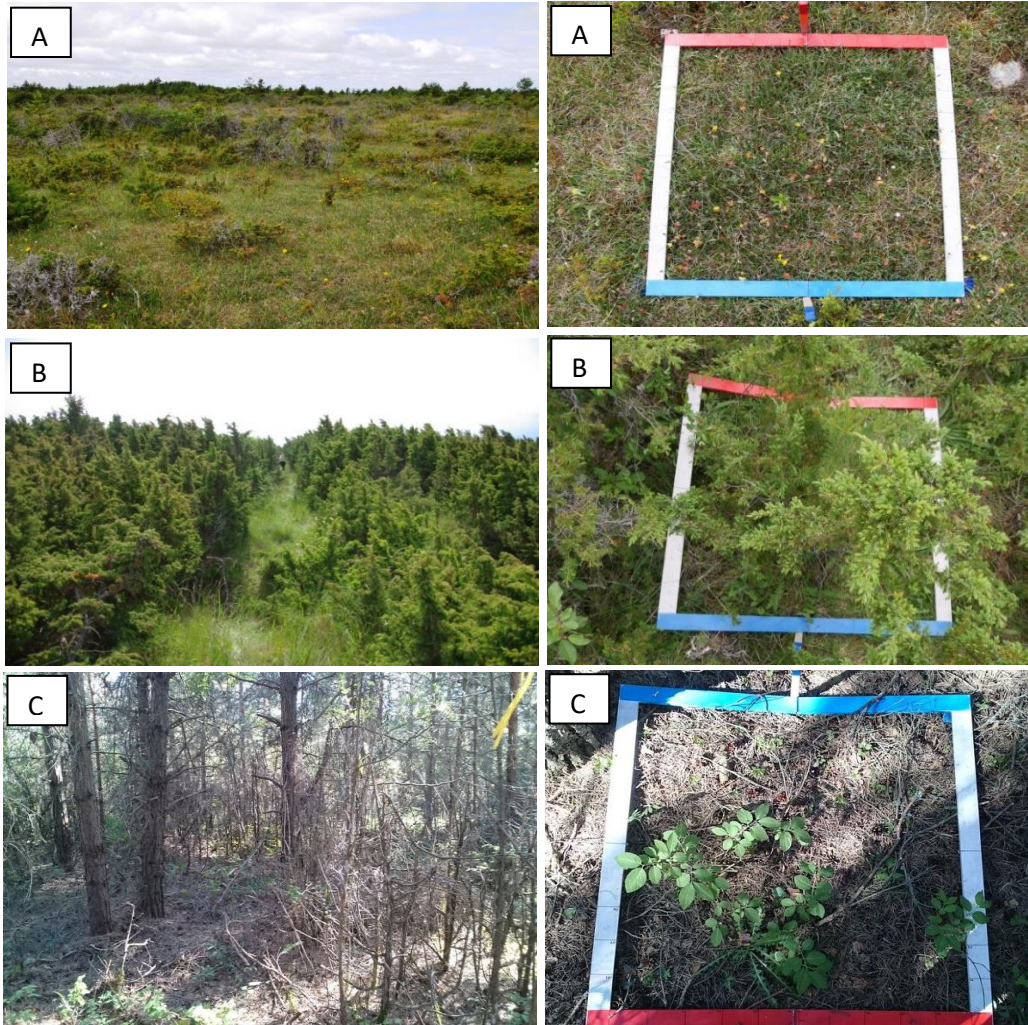
Loopealsete ökosüsteemi hüvede pakkumise efektiivsuse ning kvaliteedi väljaselgitamiseks võeti uurimise alla kolm loopealsete poolt pakutavat ökosüsteemi hüve. Tolmeldamise hüve hindamiseks võrreldi avatud ala, ajaloolise niidu (kontroll), kadastiku ja metsa tolmeldajate (kimalased ning päevaliblikad) liigirikkust ning arvukust, putuktolmlevate taimede liigirikkust ja katvust ning putuktolmlevate taimede nektari tootlikkust. Loodusliku kahjuritõrjet hinnati ämblikuliste aktiivsustihedust ja liigirikkust kirjeldades. Kultuuriliste hüvede kohta anti hinnang peamiselt kirjandusallikate põhjal, osaliselt seoti ka enda uuringu andmeid (soontaimede liigirikkus) ning „Elu alvaritele“ projekti raames turismitaludes läbiviidud küsitluse tulemusi.

2.1 Uurimisalade iseloomustus

Uuringusse valiti 35 uurimisala Muhu, Saaremaa, Hiiumaa ning Lääne-Eesti mandriala loopealsetel, millest 31 paiknesid „Elu alvaritele“ („*LIFE to Alvars*“) loopealsete taastamise projektialadel. Alade paiknemine kaardil on kujutatud Lisas 1. Projekti aladest välja jäänud neli uurimisala olid referentsaladeks ning need edaspidi taastamisele ei kuulu. Projekti „Elu alvaritele“ eesmärgiks on taastada 2500 ha ulatuses Eesti loopealseid ning tagada nende alade edasine hooldus läbi karjatamise. Projekt sai alguse 2014. aastal ning lõppeb aastal 2019. Projekti rahastab Euroopa Komisjoni LIFE+ Loodus ja bioloogiline mitmekesisus programm (75% rahastusest) ning Eesti riik läbi Keskkonnainvesteeringute Keskuse (25% rahastusest). Projekti koordineerib Keskkonnaamet, projekti partneriteks on Tartu Ülikool, Eesti Maaülikool ja Pärandkoosluste Kaitse Ühing.

Igal uurimisalal (v.a Tärju ja Vohilaid) fikseeriti kolm loopealsetele omast elupaigatüüpi (vaatlusalal): madala taimestikuga avatud loopealne, kadakatega rohkem või vähem kinni kasvanud kunagine avatud loopealne ning praeguseks metsastunud loopealne (edaspidi avatud ala, kadastik, metsastunud ala). Metsastunud loopealsete puhul on valdavalt tegu noore 1970ndatel istutatud männikuga (joonis 1). Tärju uurimisalal puudus metsastunud vaatlusalal ning Vohilaiul puudus kadastik, kuna sobivaid piirkondi aladel ei olnud. Lisaks valiti projektialadele jäävate vaatlusalade lähedal ka kontrollala, milleks oli veel küllaltki hästi säilinud ajalooline niidukooslus, mis asus väljaspool taastatavat looala. Kontrollalasid oli kokku 28, Sarve ja Aruküla ning Lõetsa 1 ja Lõetsa 2 jagasid ühte kontrollala, eraldi kontrollalad puudusid ka neljal projekti aladest välja jääval referentsalal.

Heas seisus alaks loetakse avatud loopealset karjamaad juhul kui kadakate katvus on kuni 30% (Helm, 2011). Avatud alad ja kontrollalad peaks peegeldama kõige paremini kvaliteetset avatud niidukooslust. Antud uurimuses valiti avatud aladeks hõredad, kuni 60% kadakakattusega alad, kus hetkeseisuga oli säilinud veel looniidule iseloomulik taimestik. Valik tulenes sellest, et üldiselt uurimise all olevad alad alles lähevad taastamisele ning päris korrektsed avatud alad paljudelt projektialadelt puuduvad.



Joonis 1. Näited valitud vaatlusaladest ja nende taimeruutudest. A) Avatud loopealne Paenase uurimisalal, B) kadastikuga kinnikasvanud loopealne TÜRJU uurimisalal ja C) metsastunud loopealne VÕIKÜLA 2 uurimisalal.

2.2 Taimekoosluste uuringu meetodika iseloomustus

Taimekoosluste välitööd toimusid 2014., 2015. ja 2016. aasta suvel. 2014. aastal toimusid välitööd ajavahemikus 14-20 juuli, 2015. aastal toimusid välitööd ajavahemikus 19 juuni-06 juuli ning 2016. aastal toimusid välitööd ajavahemikus 06-19 juuni. Ise võtsin osa välitöödest kahel aastal – 2015. ja 2016. aastal. 2014. aastal koguti andmeid projekti „Elu alvaritele“

(„LIFE to Alvars“) elurikkuse seire käigus, 2015. ja 2016. aastal toimusid välitööd Keskkonnainvesteeringute Keskuse (KIK) poolt finantseeritud projekti „Loopealsete suuremahulise taastamise mõju elurikkusele, taastamiseelse seisundi jäädvustamine“ raames.

Igale uurimisala vaatlusalale (avatud ala, kadastik, metsastunud ala, kontroll) paigutati üks prooviruut, mis peegeldas vastava koosluse seisukorda ja taimede liigilist koosseisu. Prooviruudud prooviti paigutada elupaiga kõige tüüpilisemasse kohta (võtmeala meetod).

Prooviruudud tehti kasutades pesitsi üksteise sisse paigutatud prooviruutude meetodit (*nested quadrats method*) ning käesolevas magistritöös kasutatud prooviruudu suuruseks oli 1x1 m, kus kirjeldati kõik seal leiduvad soontaimede liigid ning hinnati nende katvuse protsent. Lisaks koostati ka üldine soontaimede liiginimekirj 10 m raadiuses ümber prooviruudu, mis kajastab täpsemalt ala taimede liigirikkust. Tolmeldamise hüve pakkumise uurimiseks eraldati 1x1 m ruudus ning 10 m raadiuses kirjeldatud taimede nimekirjadest BiolFlori andmebaasi (Kühn *et al.*, 2004) põhjal kõik putuktolmlevad taimed. Putuktolmlejate katvuse hindamiseks kasutati 1x1 m ruudu andmeid ning liigirikkuse hindamiseks kasutati 10 m raadiuses kirjeldatud taimede nimekirja.

2.3 Tolmeldajate seire

Tolmeldajate arvukuse ja liigirikkuse hindamiseks kasutati kimalaste ja päevaliblikate arvukuse ja liigirikkuse koguhinnanguid. Tolmeldamise hüve kättesaadavuse hindamiseks arvestati kimalaste ja päevaliblikate arvukuse ja liigirikkuse hinnangud kokku.

2.3.1 Kimalaste seire metoodika iseloomustus

Kimalaste seire välitööd toimusid 2015. aastal ajavahemikus 12-22 juuli ning 2016. aastal ajavahemikus 16-23 juuli KIK-i projekti „Loopealsete suuremahulise taastamise mõju elurikkusele, taastamiseelse seisundi jäädvustamine“ raames. Seire läbiviijaks oli Reet Karise, OÜ Maalord.

Kimalaste arvukuse ja liigirikkuse hindamiseks kasutati transektloenduse meetodit. Transektid loodi samadele vaatlusaladele (avatud ala, kadastik, metsastunud ala, kontrollala), mis olid valitud taimekoosluste kirjeldamiseks. Kasutatud transekti pikkuseks oli 100 m, millel loendati kõik leitud kimalased ning määrati nende liigiline kuuluvus.

2.3.2 Päevaliblikate seire metoodika iseloomustus

Päevaliblikate seire välitööd toimusid kahel aastal – 2015 ja 2016 – ning kokku külastati seirealasid kolm korda: 2015. aastal 15-26 juuli ja 5-9 august ning 2016. aastal 3-14 juuni. Andmed koguti KIK-i projekti „Loopealsete suuremahulise taastamise mõju elurikkusele, taastamiseelse seisundi jäädvustamine“ raames.

Liblikate arvukuse ja liigirikkuse hindamiseks kasutati transektloendusmeetodit, mis põhineb nn. Pollardi jalutuskäigu reeglitel (Pollard, 1977). Transekti pikkuseks oli 250 m, mille sisse jäi ka taimekoosluse uurimiseks loodud taimeruut. Transektid loodi samadele vaatlusaladele (avatud ala, kadastik, metsastunud ala, kontroll), mis olid valitud taimekoosluste kirjeldamiseks. Igal transektil kulutati päevaliblikate loendamiseks ja liigilise kuuluvuse määramiseks 5 minutit. Päevaliblikate seire viis läbi Tartu Ülikooli teadur Anu Tiitsaar.

2.4 Nektari tootlikkuse hindamine

Nektari tootlikkuseks nimetati vaadeldud elupaikade võimet toota tolmeldajate meelitamiseks nektarit. Nektari tootlikkuse hindamiseks määrati tootlikkuse koefitsient. Nektari tootlikkuse koefitsient saadi nektari ohtruse indeksi, taimede katvuse protsendi ja õitsemise aja pikkuse korrutisena. Sellisel moel iga liigi kohta leitud koefitsiendid summeeriti ala põhiselt ning saadi üldised vaatlusalade taimede nektari tootlikkused. Andmed taimeliikide nektari ohtruse ning õitsemisperioodi pikkuse kohta saadi BiolFlori andmebaasist (Kühn *et al.*, 2004). Nektari ohtruse indeksi määrati vastavalt BiolFlori andmebaasis kirjas olevale nektari ohtruse hinnangule („none“, „present“, „plenty“). Kui õied nektarit ei sisaldanud („none“), anti liigile nektari ohtruse indeksi väärtus 1. Keskmise nektari ohtruse („present“) korral anti liigile indeksi väärtus 2 ning kui nektarit õites leidis rohkelt („plenty“), määrati indeksi väärtuseks 3. Andmed nektari ohtruse kohta leidsid 158 putuktolmlevale liigile 204 katsealadelt leitud putuktolmlevast liigist.

2.5 Ämblikuliste seire metoodika iseloomustus

Ämblikuliste seire viidi läbi ajavahemikus 17.06 – 13.07.2015 ja 07.06 – 17.06.2016. Seire läbiviijaks oli ämblikuspetsialist Mart Meriste. Andmed koguti KIK-i projekti „Loopealsete suuremahulise taastamise mõju elurikkusele, taastamiseelse seisundi jäädvustamine“ raames. Ämblikuliste püüdmiseks kasutati pinnasepüüniseid (*pitfall-traps*). Pinnasepüünisteks kasutati pinnasesse kaevatud ja maapinnaga tasa olevaid 200 ml plastiktopse, mille põhjas oli

soolalahus. Topsid paigutati samadele vaatlusaladele (avatud ala, kadastik, mets, kontroll), mis olid valitud taimekoosluste kirjeldamiseks. Püünistopsid pandi maa sisse kümnekaupa reas ning iga püünise vahele jäi 1 m. Püünistopsid kaeti vihmavee kaitseks papptaldrikutega. Püünistopsid tühjendati 10 päeva pärast ning määrati nendes leiduvad liigid ning loendati isendid. Ämblikuliste aktiivsustiheduse leidmiseks arvutati ämblikuliste arv 10 pinnasepüünise kohta kümne päeva jooksul. Aktiivsustihedus näitab ämblikuliste arvukuse ja liikuvuse suhet, mis on oluline näitaja loodusliku kahjuritõrje puhul.

2.6 Andmete analüüs

Välitöödelt kogutud algandmed sisestati programmiga MS Excel 2016 (Microsoft Corp., USA). Andmete statistiliseks töötlemiseks kasutati programmpaketti R, versiooni RStudio 1.0.136 (Team R.C., 2014). Erinevate koosluste mõju hindamiseks kasutati *one-way* ANOVA või Kruskal-Wallise testi. *Post-hoc* rühmade vaheliste keskmiste erinevuste tuvastamiseks kasutati kas Tukey HSD või Dunni testi. Andmete vastavust normaaljaotusele kontrolliti Sharpiro testiga ja dispersioonide homogeensust kontrolliti Levene testi abil. Kui andmed ei vastanud normaaljaotusele viidi läbi andmete transformatsioon (ruutjuure võtmine). Juhul kui transformeerimine ei muutnud andmete jaotust normaaljaotuseks kasutati mitteparameetrilisi teste (Kruskal-Wallise test ja Dunni test), normaaljaotuse korral kasutati ANOVA ja Tukey HSD teste.

3 Tulemused

3.1 Tolmeldamise hüve

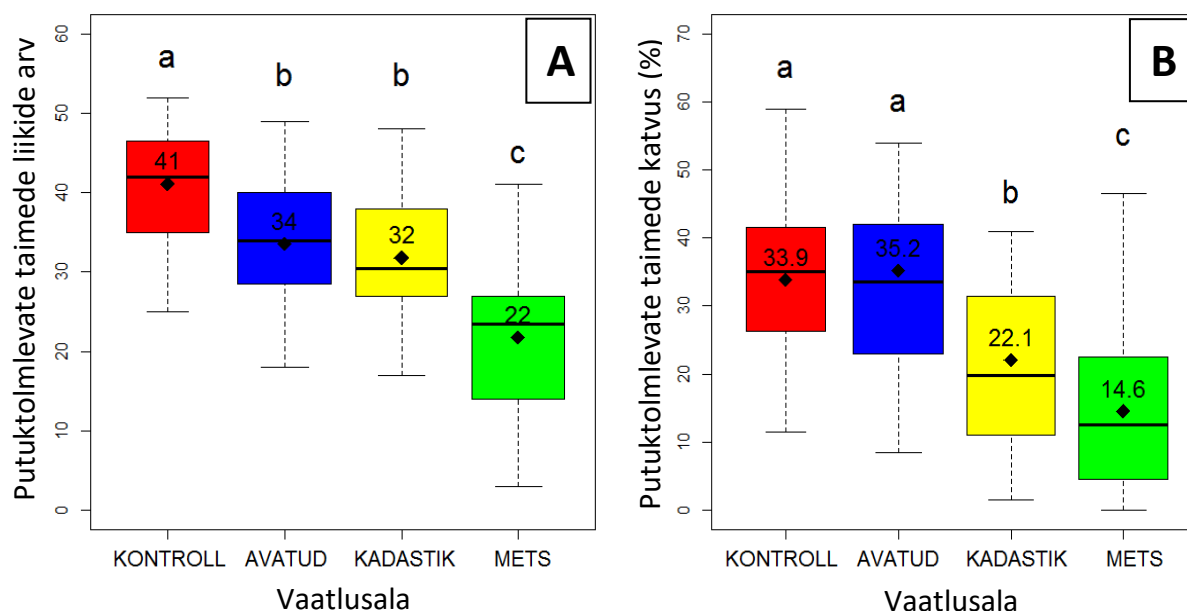
3.1.1 Putuktolmlevate taimede liigirikkus ja katvus

Putuktolmlevate taimede liigirikkus sõltus kasvukohast: kontrollala, avatud ala, kadastiku ning metsastunud ala vahel oli statistiliselt oluline erinevus (ANOVA test: $F = 29.09$, $p < 0.001$). Kokku kõigilt loopealsete vaatlusaladelt (10 m raadiuses ümber taimeruudu) registreeriti 204 putuktolmlevat taimeliiki. Avatud ja kontrollaladel leidis kokku 153 liiki ning kadastikes kui metsastunud aladel mõlemas leidis 132 putuktolmlevat liiki. Keskmiste liigirikkuste võrdluse hinnangul tuli välja, et erinevus putuktolmlejate liigirikkuses avatud alade (keskmiselt 34 liiki ala kohta) ja kadastike (keskmiselt 32 liiki ala kohta) vahel ei ole statistiliselt oluline (tabel 1; joonis 2). Ülejäänud alade keskmiste liigirikkuste vahel leidis statistiliselt oluline erinevus (tabel 1; joonis 2). Suurim oluline erinevus putuktolmlejate liigirikkuses oli avatud alade (keskmiselt 34 liiki) ning metsastunud alade (keskmiselt 22 liiki) vahel ning suurim putuktolmlevate taimeliikide liigirikkus oli kontrollaladel (10 m raadiuses leiti keskmiselt 41, maksimaalselt 52 liiki). Kontrollaladele järgnesid avatud alad maksimaalselt 49 ning kadastikud 48 liigiga 10 m raadiuses ümber taimeruudu (joonis 2).

Putuktolmlevate taimede katvuse erinevus kolme kasvukoha vahel oli samuti statistiliselt oluline (ANOVA test: $F = 17.02$, $p < 0.001$). Keskmiste katvuste võrdluse hinnangul tuli välja, et statistiliselt oluline erinevus avatud alade ja kontrollalade putuktolmlevate taimede katvustes puudus (tabel 1; joonis 2). Kõigi ülejäänud kasvukohtade putuktolmlevate taimede katvuste vahel oli statistiliselt oluline erinevus olemas (tabel 1; joonis 2). Putuktolmlevate taimeliikide keskmine katvus 1x1 m taimeruutudes oli kõrgeim avatud aladel ja kontrollaladel (vastavalt 35% ja 34%). Kadastikes oli registreeriti keskmiseks katvuseks 22% ning metsastunud aladel 14.5%. Maksimaalseks putuktolmlevate taimede katvuseks avatud alal registreeriti 79%, metsastunud aladel oli maksimaalseks katvuseks 46.5% (joonis 2).

Tabel 1. Tukey HSD testi tulemused hindamaks putuktolmlevate taimede keskmise liigirikkuse ja katvuse erinevusi vaatlusalade vahel.

Võrreldavad vaatlusalad	Putuktolmlejate liigirikkus	Putuktolmlejate katvus
	P	P
avatud ~ kadastik	0.81	0.004
avatud ~ metsastunud	< 0.001	< 0.001
kadastik ~ metsastunud	< 0.001	0.03
kadastik ~ kontroll	< 0.001	0.02
metsastunud ~ kontroll	< 0.001	< 0.001
avatud ~ kontroll	0.002	0.998



Joonis 2. Erinevus putuktolmlevate taimede liigirikkuses (A) ja katvuses (B) kontrollala, avatud ala, kadastiku ja metsastunud ala vahel. Musta ruudu ja selle kohal paikneva numbriga on tähistatud aritmeetilised keskmised. Kast tähistab kvartiile, vurrud miinimum ja maksimum väärtusi ning joon mediaani. Erinevad tähed näitavad statistiliselt olulist erinevust vaatlusalade vahel.

3.1.2 Tolmeldajate liigirikkus ja arvukus

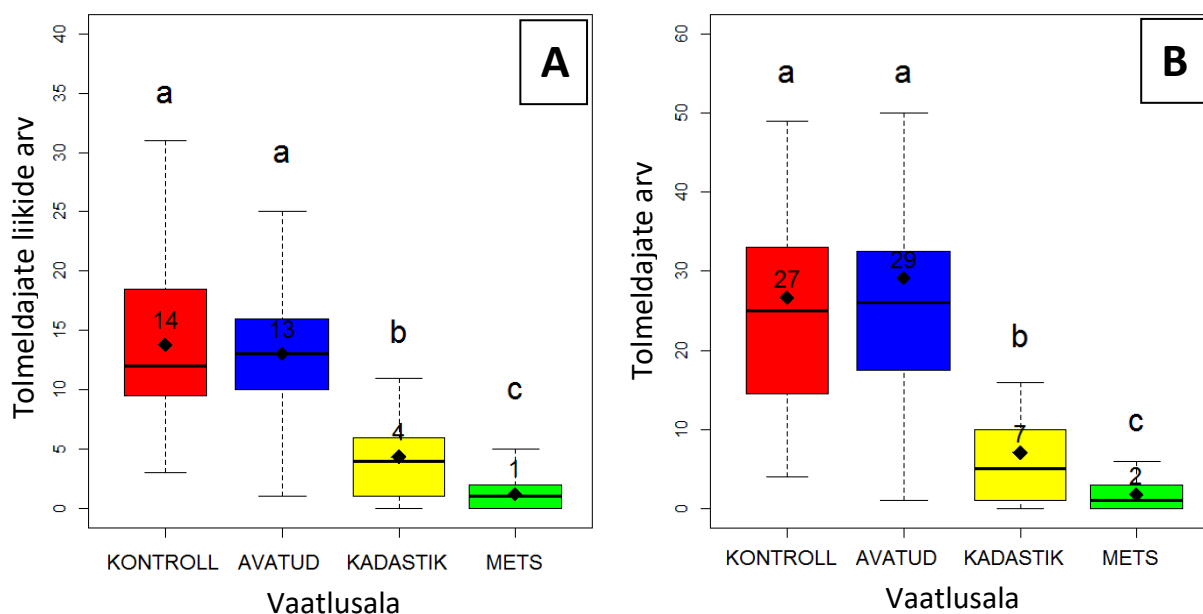
Erinevus uuritud tolmeldajate (kimalased *Bombus sp* ja päevaliblikad) liigirikkuses (ANOVA test: $F = 82.04$, $p < 0.001$) ja arvukuses (Kruskal-Wallise test: $\chi^2 = 86.73$, $p < 0.001$) vaadeldud uurimisalade vahel osutus statistiliselt oluliseks.

Suurim tolmeldajate liigirikkus leidis avatud aladel (keskmiselt 13 liiki transektil) ja kontrollaladel (keskmiselt 14 liiki), väikseim metsastunud aladel (keskmiselt 1 liik). Kadastikes registreeriti keskmiselt 4 liiki ala kohta. Tolmeldajate keskmise liigirikkuse erinevus oli statistiliselt oluline kõigi uurimisalade vahel välja arvatud avatud ja kontrollalade vahel (tabel 2; joonis 3).

Keskmete arvukuste võrdluste tulemus oli sarnane liigirikkuste võrdluste tulemusele. Erinevus tolmeldajate arvukuses kõigi kasvukohtade vahel, välja arvatud avatud ja kontrollala puhul, oli statistiliselt oluline (tabel 2; joonis 3). Suurim isendite arv registreeriti avatud aladel (keskmiselt 27 tolmeldajat ühel transektil), kontrollaladel oli keskmiselt 29 isendit, kadastikes 7 ning metsastunud aladel 2 tolmeldajat (joonis 3).

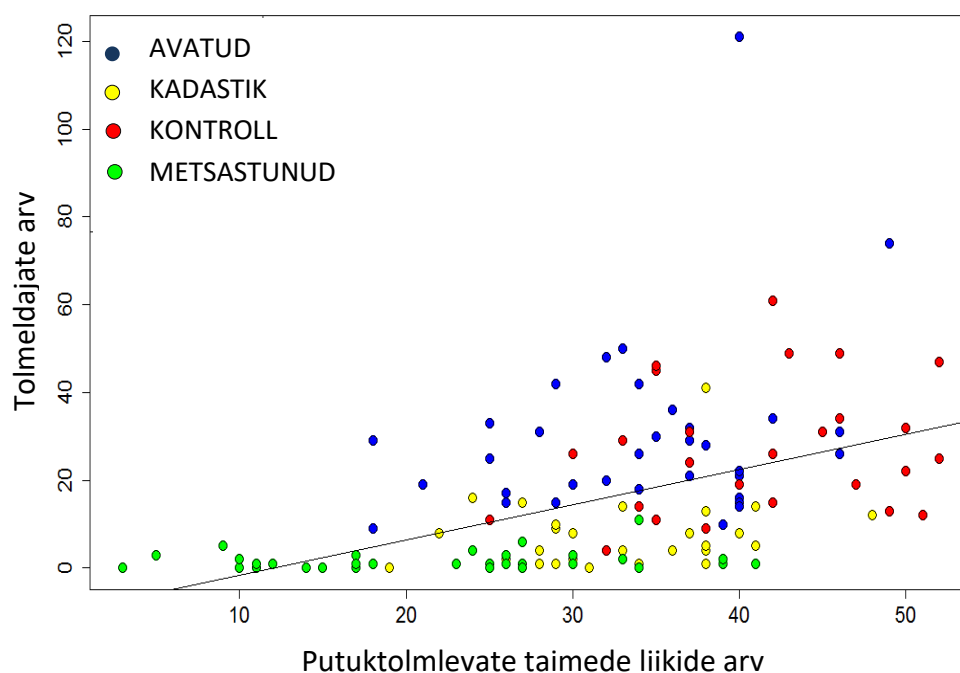
Tabel 2. Tukey HSD testi ja Dunni testi tulemused hindamaks tolmeldajate keskmise liigirikkuse ja arvukuse erinevusi vaatlusalade vahel.

Võrreldavad vaatlusalad	Tolmeldajate liigirikkus	Kimalaste arvukus	
	Tukey HSD test	Dunni test	
	P	Z	P
avatud ~ kadastik	< 0.001	5.40	< 0.001
avatud ~ metsastunud	< 0.001	7.89	< 0.001
kadastik ~ metsastunud	< 0.001	2.47	0.007
kadastik ~ kontroll	< 0.001	4.84	< 0.001
metsastunud ~ kontroll	< 0.001	7.16	< 0.001
avatud ~ kontroll	0.98	-0.21	0.42



Joonis 3. Erinevus tolmeldajate liigirikkuses (A) ja arvukuses (B) kontrollala, avatud ala, kadastiku ja metsastunud ala vahel. Musta ruudu ja selle kohal paikneva numbriga on tähistatud aritmeetilised keskmised. Kast tähistab kvartiile, vurrud miinimum ja maksimum väärtusi ning joon mediaani. Erinevad tähed näitavad statistiliselt olulist erinevust vaatlusalade vahel.

Tolmeldajate arv arvukus on positiivses seoses putuktolmlevate taimede liikide arvuga ($R^2 = 0.22$, $p < 0.001$): mida suurem on putuktolmlevate taimede liigirikkus, seda suurem on tolmeldajate arvukus alal.



Joonis 4. Tolmeldajate arvukuse sõltuvus putuktolmlevate taimeliikide arvust.

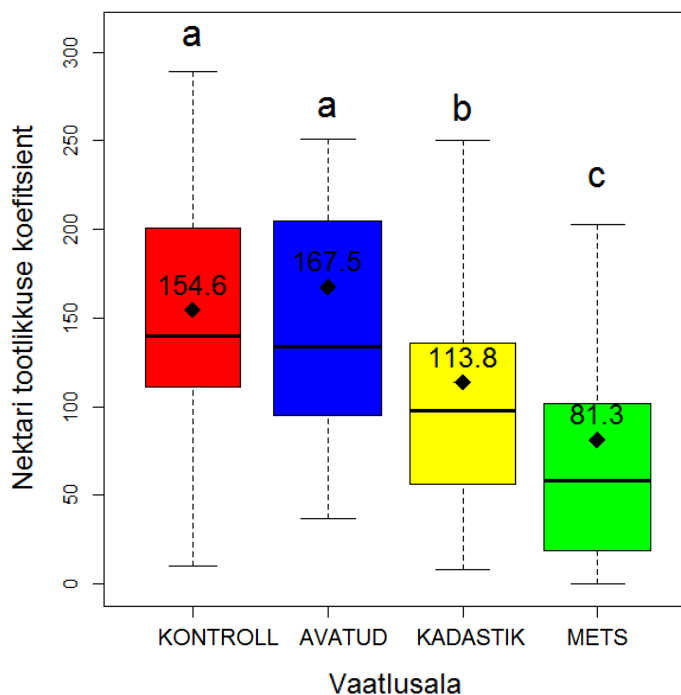
3.1.3 Nektari tootlikkus

Nektari tootlikkus (nektari tootlikkuse koefitsient) erines vaadeldud kasvukohtade vahel (Kruskal-Wallise test: $\chi^2 = 23.10$, $p < 0.001$).

Keskliste koefitsiendi väärtuste võrdluse hinnangul tuli välja, et erinevus avatud ala ja kontrollala nektari tootlikkuse koefitsientides ei ole statistiliselt oluline (tabel 3; joonis 5). Ülejäänud alade puhul oli erinevus kõigi kasvukohtade putuktolmlevate taimede nektari tootlikkuse koefitsientide vahel statistiliselt oluline (tabel 3; joonis 5).

Tabel 3. Dunni testi tulemused hindamaks nektari tootlikkuse erinevust vaatlusalade vahel.

Võrreldavad vaatlusalad	Z	P
avatud ~ kadastik	2.15	0.02
avatud ~ metsastunud	3.88	< 0.001
kadastik ~ metsastunud	1.73	0.004
kadastik ~ kontroll	2.51	0.006
metsastunud ~ kontroll	4.13	< 0.001
avatud ~ kontroll	0.51	0.31



Joonis 5. Putuktolmlevate taimede nektari tootlikkuse erinevus nelja kasvukoha vahel. Nektari tootlikkuse koefitsient = nektari ohtuse indeks(1-3) x putuktolmlevate taimede katvus x õitsemisperioodi pikkus. Musta ruuduga ja selle kohal paikneva numbriga on tähistatud aritmeetilised keskmised. Kast tähistab kvartiile, vurrud miinimum ja maksimum väärtusi ning joon mediaani. Erinevad tähed näitavad statistiliselt olulist erinevust vaatlusalade vahel.

3.2 Looduslik kahjuritõrje

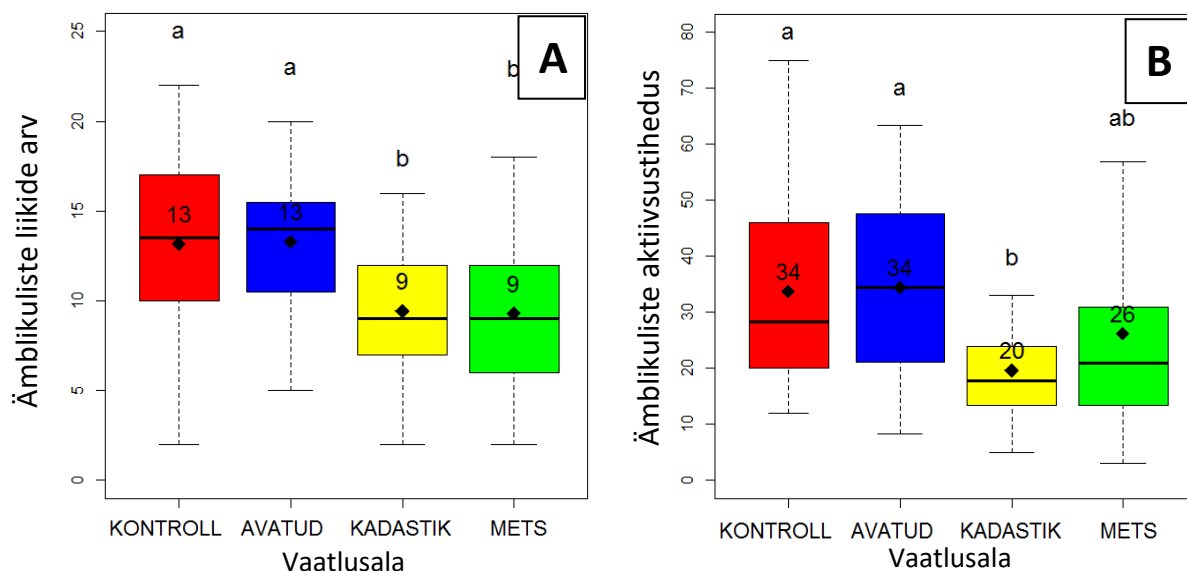
3.2.1 Taimekahjurite looduslike vaenlaste liigirikkus ja aktiivsustihedus

Erinevus uuritud taimekahjurite potentsiaalsete looduslike vaenlaste, ämblikuliste (*Araneae*), liigirikkuses (ANOVA test: $F = 8.18$, $p < 0.001$) ja aktiivsustiheduses (ANOVA test: $F = 6.85$, $p < 0.001$) vaadeldud elupaigatüüpide vahel osutus statistiliselt oluliseks.

Keskliste katvuste võrdluse hinnangust selgus, et avatud ja kontrollala ning metsastunud ala ja kadastiku ämblikuliste liigirikkuses statistiliselt oluline erinevus puudub. Ülejäänud elupaigatüüpide kombinatsioonide vahel esines statistiliselt oluline erinevus liigirikkuses (tabel 4; joonis 6). Ämblikuliste aktiivsustiheduse puhul leiti, et kadastiku ja kontrollala ning kadastiku ja avatud ala vahel esines statistiliselt oluline erinevus (tabel 4; joonis 6). Ülejäänud elupaigatüüpide taimekahjurite vaenlaste aktiivsustiheduses statistiliselt olulist erinevust ei tuvastatud (tabel 4; joonis 6).

Tabel 4. Tukey HSD testi tulemused hindamaks ämblikuliste liigirikkuse ja aktiivsustiheduse (isendit topsi kohta 10 päeva jooksul) erinevust vaatlusalade vahel.

Võrreldavad vaatlusalad	Ämblikuliste liigirikkus	Ämblikuliste aktiivsustihedus
	P	P
avatud ~ kadastik	0.003	< 0.001
avatud ~ metsastunud	0.002	0.06
kadastik ~ metsastunud	0.999	0.48
kadastik ~ kontroll	0.007	0.004
metsastunud ~ kontroll	0.005	0.15
avatud ~ kontroll	0.999	0.99



Joonis 6. Ämblikuliste (*Araneae*) liigirikkuse (A) ja aktiivsustiheduse (B) erinevus nelja kasvukoha vahel. Musta ruudu ja selle kohal paikneva numbriga on tähistatud aritmeetilised keskmised. Kast tähistab kvartiile, vurrud miinimum ja maksimum väärtusi ning joon mediaani. Erinevad tähed näitavad statistiliselt olulist erinevust vaatlusalade vahel.

3.3 Kultuurilised hüved

Kultuurilisi hüvesid hinnati peamiselt kirjanduse põhjal, kasutati 14 põhilist kirjandusallikat. Vastavad kasutatud kirjandusallikad on toodud välja tabelis 5. Lisaks kasutati ka „Elu alvaritele“ projekti raames läbiviidud küsitluse tulemusi (tabel 6) ning üldist soontaimede liigirikkuse hinnangut (joonis 7).

Tabel 5. Käesolevas magistritöös kasutatud kultuurilisi hüvesid käsitlevad artiklid

Autor(id)	Pealkiri	Ilumise aasta
Bullock, James M. Aronson, James Newton, Adrian C. Pywell, Richard F. Rey-Benayas, Jose M.	„Restoration of ecosystem services and biodiversity: Conflicts and opportunities“	2011
Dallimer, Martin Bredahl, Jette Lundhede, Thomas Hedemark Takkis, Krista Giergiczny, Marek Thorsen, Bo Jellesmark	„Patriotic values for public goods: Transnational trade-offs for biodiversity and ecosystem services?“	2015

Ehrpais, J.	„Loometsad: Raplamaal 11. septembril 2001 toimunud konverentsi materjale“	2001
Ford, Hilary Garbutt, Angus Jones, Davey L. Jones, Laurence	„Landscape composition influences the activity density of Carabidae and Arachnida in soybean fields“	2010
Hernández-Morcillo, Mónica Plieninger, Tobias Bieling, Claudia	„An empirical review of cultural ecosystem service indicators“	2013
Kukk, Toomas	„Pärandkooslused. Õpik-käsiraamat“	2004
Layke, Christian	„Measuring Nature ' s Benefits : A Preliminary Roadmap for Improving Ecosystem Service Indicators“	2009
Lindemann-Matthies, Petra Bose, Elisabeth	Species richness, structural diversity and species composition in meadows created by visitors of a botanical garden in Switzerland	2007
Lindemann-Matthies, Petra Junge, Xenia Matthies, Diethart	The influence of plant diversity on people's perception and aesthetic appreciation of grassland vegetation	2010
Maes, Joachim Paracchini, M.-L. Zulian, Grazia	„A European assessment of the provision of ecosystem services - Towards an atlas of ecosystem services“	2011
Milcu, Andra Ioana Hanspach, Jan Abson, David Fischer, Joern	„Cultural Ecosystem Services : A Literature Review and Prospects for“	2013
Parente, G Bovolenta, S	„The role of grassland in rural tourism and recreation in Europe“	2012
Plieninger, Tobias Dijks, Sebastian Oteros-Rozas, Elisa Bieling, Claudia	„Assessing, mapping, and quantifying cultural ecosystem services at community level“	2013

Tabel 6. „Elu alvaritele“ projekti küsitlus

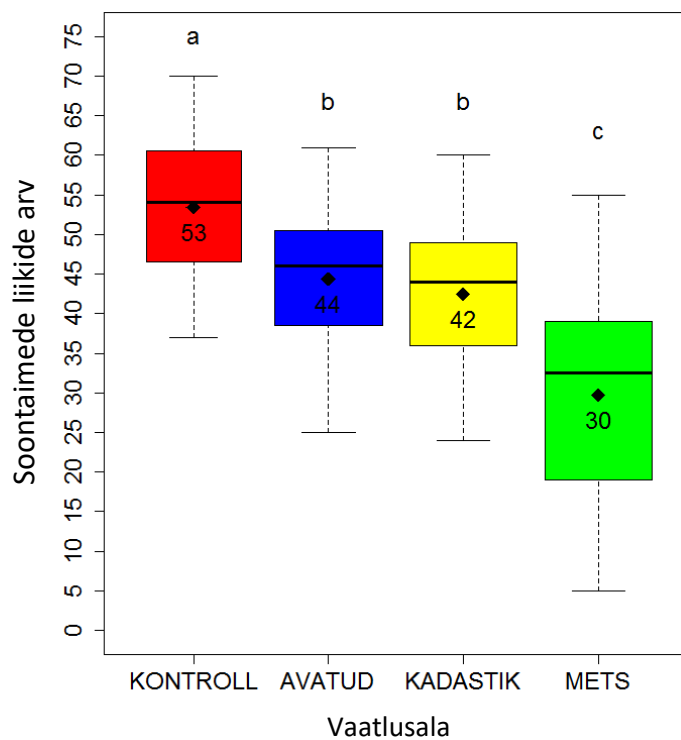
Ettevõtte nimi	Asukoht	Taastatud alvarite mõju ettevõtte tegevusele	Alvaritega seotud pakutavad teenused	Keskmine külastajate arv 2014. aastal
Nässuma puhkekeskus OÜ	Saaremaa	Külastajate arv, külastuste pikkus ja ettevõtte käive suurenevad	Jalgsimatkad	500-600
Vanatoa Turismitalu	Saaremaa	Külastajate arv, külastuste pikkus ja ettevõtte käive suurenevad	Plaanivad tulevikus (5 a jooksul) siduda enda teenustesse matki loopealsetele	NA
Tihuse Hobuturismi talu	Saare mk, Muhu vald	Ei mõjuta oluliselt senist tegevust	Matkad loomadega (ratsamatkad)	957

Üleüldine soontaimede liigirikkus

Soontaimede liigirikkus sõltus kasvukoha tüübist: kontrollala, avatud ala, kadastiku ning metsaala vahel oli statistiliselt oluline erinevus (ANOVA test: $F = 27.79$, $p < 0.001$). Keskmiste liigirikkuste võrdluse hinnangust selgus, et kõigi uuritud kasvukoha tüüpide vahel esines statistiliselt oluline erinevus välja arvatud kadastike ja avatud alade liigirikkuste vahel (tabel 7; joonis 7). Suurim soontaimede liigirikkus leidis kontrollaladel (keskmiselt 53 liiki), millele järgnesid avatud alad (44 liiki). Kadastikus registreeriti keskmiseks liikide arvuks 42 ning metsaaladel kirjeldati keskmiselt 30 liiki (joonis 7).

Tabel 7. Tukey HSD testi tulemused hindamaks soontaimede liigirikkuse erinevust vaatlusalade vahel.

Võrreldavad vaatlusalad	P
avatud ~ kadastik	<0.02
avatud ~ metsastunud	< 0.001
kadastik ~ metsastunud	<0.001
kadastik ~ kontroll	0.01
metsastunud ~ kontroll	< 0.001
avatud ~ kontroll	0.56



Joonis 7. Soontaimede liigirikkuse erinevus nelja kasvukoha vahel. Musta ruudu ja selle kohal paikneva numbriga on tähistatud aritmeetilised keskmised. Kast tähistab kvartiile, vurrud miinimum ja maksimum väärtusi ning joon mediaani. Erinevad tähed näitavad statistiliselt olulist erinevust vaatlusalade vahel.

4 Arutelu

4.1 Elupaigatüübi mõju tolmeldamise hüvele

Läbiviidud uuringust ja katseandmete analüüsist selgus, et avatud loopealsed niidud on kolmest uuritud elupaigatüübist kõige tolmeldajaterikkamad ning toetavad enim tolmeldamise hüve jätkusuutlikku pakkumist. Klein *et al.* (2003) sõnul tagatakse tolmeldamise hüve pakkumine suurema tõenäosusega sellistel aladel, kus on suurem tolmeldajate liigirikkus. Käesolevast tööst selgus, et uuritud tolmeldajaterühmade (kimalaste ja liblikate) liigirikkus kui ka arvukus loopealsete elupaigatüüpides sõltus tugevasti vaadeldud elupaigast. Avatud loopealsete niidukoosluste puhul täheldati tunduvalt suuremat tolmeldajate liigirikkust ning arvukust võrreldes kinnikasvanud aladega. Kadastikuga kinnikasvanud aladel, mille põõsarinde katvus ületas 60%, langes tolmeldajate arvukus ja liigirikkus märgatavalt. Eriti vähene oli tolmeldajate arvukus ja liigirikkus metsastunud aladel – 34 metsastunud vaatlusalast 22 alalt ei leitud ühtegi kimalast, liblikate puhul ei leitud ühtegi isendit 18 alalt. Suuremat tolmeldajate liigirikkust ja arvukust avatud aladel võib põhjendada putuktolmlevate taimede suurema katvuse ja liigirikkusega ning tolmeldajate tunduvalt suurema ligipääsetavusega taimedele. Ebeling *et al.* (2008) leidis, et putuktolmeldajate liigirikkus ning külastamissagedus alal sõltub tugevasti õitsevate taimede liigirikkusest. Sellist seost võib põhjendada saadaval olevate nektarivarude ning õietolmu hulga ja mitmekesisuse suurenemisega koosluses, mis tõstab putuktolmeldajate jaoks ala atraktiivsust (Ebeling *et al.*, 2008). Ka antud uuringu puhul leiti, et lisaks suuremale putuktolmlevate taimede liigirikkusele ja katvusele oli ka nektari tootlikkus oluliselt suurem avatud alade taimeestiku puhul.

Avatud niidukooslustes oli putuktolmlevate taimede katvus keskmiselt 35% ning liikide arv 34 liiki, referentsaladel oli katvus 34% ning liikide arv 41 liiki. Kadastikes oli säilinud ka küllaltki suur katvus (keskmiselt 22%) ning liigirikkus (32 liiki), kuid sellele vaatamata oli tolmeldajate liigirikkus ja arvukus kadastikes oluliselt väiksem kui avatud aladel, sarnanedes pigem metsastunud alade näitajatele. Metsastunud aladel oli putuktolmlevate taimede katvus kõigest 14.5%. Järelikult on putuktolmlevate taimede olemasolule lisaks ka väga oluline ligipääsetavus, kimalased ja liblikad eelistavad avatud alasid raskesti läbitavatele võsastunud aladele. Kinnikasvanud loopealsete puhul on märgata väljasuremisvõlga ehk kadastikes on endiselt küllalki suur putuktolmlevate taimede liigirikkus ja katvus, kuid nende tolmeldajaid leidub kadastikes vähe.

Eelnevat arvesse võttes võib väita, et tolmeldamise hüve säilimise seisukohast on avatud poollooduslike rohumaade olemasolu ja taastamine maastikus väga oluline. Avatud loopealsete karjamaade kinnikasvamise tagajärjel tolmeldamise hüve kättesaadavus kahaneb oluliselt. Öckinger & Smith (2007), Klein *et al.* (2012) ning Alaux *et al.* (2017) jõuavad ka oma töödes sarnasele järeldusele ning soovivad tolmeldamise hüve säilitamiseks ja edendamiseks säilitada ning taastada mitmekesist poollooduslikke kooslusi sisaldavat maastikku. Papanikolaou *et al.* (2016) toob ka välja tulevikuproгноosisid ning leiab, et kliima soojenemise poolt põhjustatavat tolmeldajate liigirikkuse ja arvukuse alanemist oleks võimalik vähendada poollooduslike niidukoosluste säilitamisega maastikupildis.

4.2 Elupaigatüübi mõju looduslike kahjurite vaenlaste arvukusele ja liigirikkusele

Antud uuringust selgus, et taimekahjurite looduslike vaenlaste liigirikkust ning aktiivsustihedust toetavad kõige paremini avatud niidukooslused. Töösse valitud looduslike kahjurivaenlaste ämblikuliste (*Araneae*) liigirikkus oli suurim avatud loopealsetel, kus leidis keskmiselt 13 liiki ämblikulisi, kadastikes ning metsastunud aladel keskmiselt 9 liiki. Nyffeler & Benz (1987) sõnul on ämblikulised ühed olulisemad taimekahjurite looduslikud vaenlased põllumajandusmaastikus. Lisaks liigirikkusele ja vaenlaste üldisele arvukusele on loodusliku kahjuritõrje hüve efektiivseks toimimiseks oluline ka kahjurivaenlaste aktiivsustihedus ehk kui palju ja tihti isendid ringi liiguvad. Mida suurem liikumistihedus seda paremate kahjurivaenlastega on tegemist ning seda paremini on loodusliku kahjuritõrje hüve kättesaadav (Schmidt *et al.*, 2005). Antud uuringu puhul täheldati suurimat ämblikuliste liikumistihedust avatud niidukooslustes, kuid ka metsastunud alade puhul täheldati küllatki suurt liikumistihedust. Erinevus keskmises liikumistiheduses avatud alade ja metsastunud alade vahel osutus marginaalselt mitteoluliseks ($p = 0.06$). Väikseim liikumistihedus registreeriti kadastike puhul, kus 10 päeva jooksul kukkus 10 pinnasepüünisesse keskmiselt 20 ämblikulist. Avatud alade puhul oli liikumistiheduseks 34 isendit 10 topi kohta ning noorte metsaalade puhul 26 isendit. Ka Gardiner *et al.* (2010) uuring näitas, et ämblikuliste aktiivsustihedus kasvas nendel põldudel, mida ümbritsevas maastikus leidis avatud niidukooslusi ja metsi ning selliste koosluste säilitamine maastikupildis aitab kaasa loodusliku kahjuritõrje hüve pakkumisele. Sellest tulenevalt võib ka öelda, et loopealsete karjamaade taastamisel on üldjuhul positiivne mõju loodusliku kahjuritõrje hüve toimimisele maastikus.

4.3 Elupaigatüübi mõju kultuurilistele hüvedele

Üleeuroopaliselt on niidukooslustel oluline roll pärandkultuuri ning liigirikkuse säilitamisel. Inimesed hindavad küllaltki kõrgelt erinevate ökosüsteemide esteetilist väärtust ning on nõus panustama (nt. maksude kaudu) nende alade rekreatsioonilise ja kultuurilise väärtuse säilitamisse läbi hooldamise ja taastamise (Kukk, 2004; Dallimer *et al.*, 2015). Mitmetest Euroopas läbi viidud poollooduslike niidukoosluste uuringutest selgunud, et inimesed hindavad kõrgelt niidukoosluste olemasolu maastikus ning eelistavad avatud mõõduka karjatamiskoormuse all olevaid rohumaid kinnikasvanud aladele (Lindemann-Matthies & Bose, 2007; Lindemann-Matthies *et al.*, 2010; Bullock, 2011; Ford *et al.*, 2012; Parente & Bovolenta, 2012; Dallimer *et al.*, 2015). Ühelt poolt hinnatakse kõrgelt avatud alade esteetilist ning rekreatsioonilist väärtust, seda just tänu suuremale õitsevate taimede liigirikkusele ja avatud vaadetele (Lindemann-Matthies & Bose, 2007; Lindemann-Matthies *et al.*, 2010; Bullock, 2011; Ford *et al.*, 2012). Teisalt oli inimestele oluline ka poollooduslikele kooslustele omase pärandkultuuri säilitamine, mida peeti oluliseks osaks asukoha kultuurist (Dallimer *et al.*, 2015). Nii näiteks leidis Dallimer *et al.* (2015), et uuringus osalenud inimesed Taanist, Poolast ja Eestist olid valmis rahaliselt toetama pärandkoosluste taastamistegevusi ja säilitamist. Iga poollooduslike elupaikade kaitseks lisanduva hektari eest oldi valmis maksma keskmiselt 0.038 eurot ning iga poollooduslike koosluste maastikuelementide kaitseks lisanduva hektari eest oldi nõus maksma keskmiselt 0.028 eurot ühe leibkonna kohta aastas. Samuti märkis Dallimer *et al.* (2015), et inimesed olid nõus rohkem maksma ökosüsteemi hüvede parema toimimise toetamise ja keskkonnakaitse eest enda riigis, seda eriti just Eesti puhul. Eestlased olid nõus maksma keskmiselt 0.114 eurot aastas rohkem kui see raha rakendatakse poollooduslike niidukoosluste kaitsetegevusteks ja ökosüsteemi hüvede säilitamiseks Eestis, võrreldes rahasummaga, mida oldi nõus maksma siis kui sarnast kaitsetegevust rakendataks mõnes muus riigis. Lindemann-Matthies & Bose (2007) ning Lindemann-Matthies *et al.* (2010) uuringutest selgus, et kõrge liigirikkus ning taimestiku ühtlane jaotus on inimeste jaoks oluline ning liigirikkamad niidukooslused valiti atraktiivsemaks võrreldes niitudega, kus oli tunduvalt vähem liike. Koosluse muutsid esteetiliselt veel väärtuslikumaks suurte ning eredavärviliste õitega taimede olemasolu. Sellegi poolest eelistati liigirikkaid niite, mille taimkattes leidis nii õitsevaid rohundeid kui ka mitmesuguseid gramineid, värviliste õitega taimede monokultuuridele. Sellest tulenevalt võiks järeldada, et ka Eesti avatud loopealsetel niidukooslustel oleks suurem turisminduslik potentsiaal kui kinnikasvanud loopealsetel, kuna ka antud magistritöö tulemustel selgus, et nii üldine kui ka õitsevate taimede liigirikkus ning katvus on oluliselt suuremad avatud loopealsetel kui metsastunud aladel.

Peamiselt Lääne-Eestile omast madala ja hõreda kadastikuga poollooduslikku loopealset niidukooslust (joonis 8) peetakse tähtsaks osaks saarte kultuuris ja ajaloos. Loopealsetel karjamaadel oli pikka aega oluline roll Eesti maarahva igapäevaelus ning on kuulunud saarte ja Lääne-Eesti traditsioonilise külamaastiku lahutamatuks osaks (joonis 9). Seetõttu moodustavad loopealsed niidud tähtsa osa ka Eesti pärandkultuurist (Pärtel *et al.*, 1998). Loopealseid kasutati laialdaselt karjamaadena ning sealseid kadakaid ja mände kasutati kütteks või ka karjaaedade ehitamiseks. Poollooduslike koosluste kultuuripärandi hulka kuuluvad traditsioonilist maakasutust hõlmavad teadmised ja oskused, heinamaade majandamisviiside eripärad, kiviaiad loomade piiramiseks kui ka eestimaised loomatõud (nt. eesti maakari, eesti maalammas, eesti hobune) (Kukk, 2004). Tänapäeval hooldatud niidud annavad esteetilisust juurde mitmetele Lääne-Eesti saarte turismitaludele, võsastunud ja hoolduseta loopealsed aga pigem vähendavad alade esteetilist väärtust (Helm, 2011). Kuigi loopealseid avatud niidukooslusi pole aktiivselt turismindusse seotud leiab Ikonen (2004), et loopealsetel oleks suur turisminduslik potentsiaal, mis omakorda tõstaks ka inimeste teadlikkust. Ikonen (2004) sõnul leidub Soomes rohkesti sellise ökosüsteemi huvilisi ning Edela-Soome pärandkoosluste kaitse ühingu suvereesil osalejad olid vaimustuses loopealsetest karjamaadest. Loopealseid on ka mitme Eesti rahvusparki aladel (Kukk, 2004). Näiteks küllaltki laialdaselt külastatavas Matsalu rahvusparkis eksisteerib matkaradasid, mis kulgevad läbi hooldatud loopealsete rohumaade. Bullock'i (2011) sõnul suurendavad poollooduslikud hooldatud niidukooslused rahvusparkide ja looduskaitsealade väärtust ning rahvas väärtustab poollooduslikele rohumaadele omast elustikku ning maastiku. Suurbritannias läbi viidud uuringust selgus, et 41 poollooduslike niidukooslusi omavat kaitseala Suurbritannias külastati keskmiselt 21 000 külastaja poolt 12 kuu jooksul. Ka Parente & Bovolenta (2012) sõnul on suurenenud inimeste arv, kes huvitub ökoturismist ning eelistab veeta oma puhkuse maapiirkonnas ning külastada poollooduslikke niidukooslusi. Sellest tulenevalt on enam ka maaomanikud keskendunud turisminduse soodustamisele, mis võimaldab neile lississetulekut. Igal aastal valivad ligikaudu 23% Euroopa inimestest oma puhkuse sihtpaigaks maapiirkonnad (sealhulgas poollooduslikud rohumaad). Paljude puhkajate jaoks muudavad alad atraktiivseks õitsevad rohumaad ning nendel söövad kariloomad, eriti atraktiivseks peeti hobustega karjamaid ning ekstensiivset veise- ja lambakarjakasvatust eelistati kindlalt intensiivsele karjakasvatusele. Lisaks seondavad inimesed ekstensiivsest karjakasvatusest pärit toodangut kõrge kvaliteediga ning meelsasti tarbivad madala intensiivsusega karjakasvatusest pärinevat toodangut (Parente & Bovolenta, 2012).



Joonis 8. Avatud loopealne niidukooslus. Vasak (autori foto) taastatud loopealne karjamaa Kurese külas ning paremal taastamisele minev avatud ala Türi uurimisalal Saaremaal (foto autor: Aveliina Helm).



Joonis 9. Kadakane karjamaa osana Lääne-Eestile omasest ajaloolisest külamaastikust. Paremal olev foto: Kuusnõmme karjamaa Saaremaal 1930. Zolk. Eesti Filmiarhiiv. EFA0554.0-185859. Vasakul olev foto: Loopealne Valipe külas. Gustav Vilbaste 1923. Eesti Filmiarhiiv 554.0_182961_tf.

Loopealsete taastamise projekti „Elu alvaritele“ raames viidi Lääne-Eesti turismitaludes läbi ka küsitlus loopealsete mõju kohta nende turismiettevõtete käivele ning külastajate arvule. Küsitluses osales kaks Saaremaa ning üks Muhu turismiettevõtte. Saaremaa turismitaludest osales Nässuma puhkekeskus OÜ ning Vanatoa Turismitalu, Muhu ettevõtetest osales küsitluses Tihuse Hobuturismi talu. Kõigi kolme küsitluses osalenud ettevõtte ümbrusse jäid loopealsed niidud ning Nässuma puhkekeskus ja Tihuse Hobuturismi talu oli sidunud ka matkad loopealsetele enda poolt pakutavatesse teenustesse. Vanatoa Turismitalul on plaanis seda teha lähima viie aasta jooksul. Kahe küsitletud ettevõtte sõnul ümbritsevate poollooduslike koosluste taastamise tulemusel turismitalude külastajate arv, külastuste pikkus ja ettevõtte käive suurenesid, Tihuse Hobuturismi talu sõnul ei ole taastustegevus oluliselt mõjutanud ettevõtte külastatavust. Nässuma Puhkekeskust külastas 2014. aastal ligikaudu 500-600 turisti ning Tihuse Hobuturismitalu 957 turisti, Vanatoa Turismitalu külastajate arvu kohta informatsioon puudus.

Loopealsetel karjamaadel on ka oluline looduskaitse väärtus ning roll teadusuuringutes nii Eestis kui ka Euroopa kontekstis, arvestades, et tegemist on väga kitsa levikuga kooslusega. Loopealsed kuuluvad Natura 2000 loodushoiualade võrgustikku - elupaigatüüp *6280 ning Eestis on Natura aladel hetkeseisuga 9300 hektarit loopealseid. Lisaks loopealsetele karjamaadele on Natura võrgustikus ka loopealsed kadastikud, elupaigatüüp 5130 (Helm, 2011), ning loometsad, elupaigatüüp *9010 ehk vanad loodusmetsad (Ehrpais, 2001). Loopealseid kadakasi karjamaid leidub vaid Eestis, Rootsis ning väikeste laikudena Peterburi lähedal Venemaal. Loopealsetele sarnaseid koosluseid on kirjeldatud ka Kanadast ja USAst Suure järvestu piirkonnast. Kooslustele on omane suur liigiline mitmekesisus ning loopealsed karjamaad pakuvad elupaika ka mitmetele haruldastele liikidele (Kukk, 2004). Pärandkooslustega on seotud 90% Eesti ohustatud taimeliikidest ning 50% ohustatud loomaliikidest (Pärtel, 2015). LIFE projekti raames taimekoosluste kirjeldamiseks läbiviidud uuringust selgus, et veel avatuna säilinud loopealsetel karjamaadel (avatud alal ja referentsaladel kokku) leidis 229 liiki soontaimi, nendest looduskaitse all olevaid (looduskaitse kategooriad I, II, III) liike 24 ning Eesti punase nimestiku kategooriatesse äärmiselt ohustatud, ohustatud, ohualdis ja ohulähedane kuuluvaid liike 18. Lisaks taimedele on liigirikas ja omapärane ka loopealsete brüofloora, liigirikkad on ka samblikud, seenestik ning putukad. Ka nendes organismirühmades leidub mitmeid haruldusi (Kukk, 2004). Näiteks KIK-i projekti „Loopealsete suuremahulise taastamise mõju elurikkusele, taastamiseelse seisundi jäädvustamine“ raames tehtud sammalde uuringus leiti avakooslustest viis ning kadastikest neli tähelepanuväärivat liiki. Metsadest tähelepanuväärivaid liike ei leitud. Neljalt vaatlusalt leiti Euroopa loodusdirektiivi ning Eesti kaitsealuste sammalde teise kategooriasse kuuluvat sammalt jäik keerdsammal (*Tortella rigens*). Liik kuulub ka punases raamatus ohualtide (VU) kategooriasse.

Oluliseks kultuuriliste hüvede pakkujaks ei ole ainult loopealsed niidukooslused, vaid ka loometsad. Seda siiski juhul kui tegemist on primaarse või vana loometsaga (joonis 2), mistõttu on oluline kaitsta veel olemasolevaid looduslikke loometsi. Loometsad on üks haruldasemaid metsatüüpe Euroopas ning seda leidub vaid Lääne-Eestis, Loode-Eestis ja Lõuna-Rootsis õhukese mullaga paeplatoodel (Paal, 1997). Eestis hõlmavad loometsad kõigest ~3 protsenti kogu Eesti metsadest. Loometsad on küllaltki liigirikkad, maastikuliselt omapärased ning esteetilise väärtuse tõttu ka hinnatud puhkemetsad. Seetõttu võib öelda, et loometsad on Eestile vastutuskoozlused ning on olulised objektid looduskaitstes (Ehrpais, 2001). Loometsad on esindatud mitmetes looduskaitsealades ja loodusõpperadades ning Vardi looduskaitseala Rapla

maakonnas loodi 1978. aastal suurimatele loometsaaladele peamiselt loometsade kaitseks (Vardi looduskaitseala kaitse-eeskiri, 2007).

Varasemalt niidukooslustena kasutatud mändidega kinni kasvanud või noored männiistandused ehk sekundaarsed loometsad pole tavaliselt väga rekreatiivsed, võsa on küllaltki tihe ning pole inimestele kergesti läbitav (joonis 10). Lisaks on sekundaarsed loometsad ka küllatki liigivaesed. Nõukogude Liidu ajal avatud aladele istutatud metsad on väga tihedad ning pimedad. Eelnevalt niidukooslusena kasutatud aladele korraliku loometsa kujunemine on väga pikaajaline protsess (Laasimer 1975).



Joonis 10. Sekundaarne loomets Paope uurimisalal, Hiiumaal (vasak) (foto autor: Aveliina Helm) ja primaarne loomets Raplamaal (parem) (foto autor: Elle Rajandu).

Kokkuvõte

Suur osa Euroopa pool-looduslike niidukoosluste biodiversiteedist on märgatavalt kahanenud ning seda vastavalt kas liiga intensiivse majandamise või majandamise täieliku lakkamise tõttu. Degradunud rohumaade ökoloogiline funktsionaalsus on vähenenud ning ei toeta enam vastavatele rohumaadele omast ökosüsteemi stabiilsust ja jätkusuutlikkust. Käesoleva magistritöö eesmärgiks oli hinnata kuidas toetavad kolm loopealsetele omast elupaigatüüpi ehk kolmes erinevas suktsessioonilises staadiumis loopealsed tolmeldamise, loodusliku kahjuritõrje ning kultuuriliste hüvede pakkumist. Sellest tulenevalt püüti ka hinnata nii loopealsete kinnikasvamise kui ka taastamise mõju ökosüsteemi hüvedele.

Uuring viidi läbi kasutades osaliselt oma andmeid ning osaliselt kirjandusallikaid. Uurimisalasid oli 35 ning need paiknesid Muhu, Saaremaa, Hiiumaa ning Lääne-Eesti mandriala loopealsetel. Igal uurimisalal uuriti kolme kooslust: madala taimestikuga avatud loopealne niidukooslus, kadastikuga kinni kasvanud kunagine avatud loopealne ning kunagisele metsastunud kunagine avatud loopealsele, mille puhul on peamiselt tegemist männiistandusega. Uurimisaladel viidi läbi erinevate elustikurühmade seire. Uurimise all oli kolm loopealsete poolt pakutavat ökosüsteemi hüve: tolmeldamine, looduslik kahjuritõrje ja kultuurilised hüved.

Töö tulemustest selgus, et avatud loopealsetel karjamaadel on oluline roll kõigi kolme ökosüsteemi hüve pakkumisel. Enim mõjutas loopealsete kinnikasvamine tolmeldamise hüve ning kultuurilisi hüvesid. Suurim oli tolmeldajate arvukus ja liigirikkus avatud aladel, väikseim metsastunud aladel. Kultuuriliste hüvede puhul hinnati kõrgelt avatud loopealsete niitude esteetilist, pärandkultuurilist ning turisminduslikku väärtust. Tihedad kinnikasvanud loopealsed ei oma rekreatsioonilist väärtust, on liigivaesed ning raskesti läbitavad. Mõningal määral vähem oluliseks ostus niitude roll loodusliku kahjuritõrje puhul. Sellegi poolest on avatud loopealsete karjamaade olemasolu tähtis ka loodusliku kahjuritõrje seisukohast. Suurim oli taimkahjurite looduslike vaenlaste (ämblikulised) liigirikkus ja aktiivsustihedus avatud niitudel, kuid statistiliselt oluliseks osutus ka metsade roll aktiivsustiheduse puhul. Eelnevat arvesse võttes võib väita, et loopealsete niitude taastamine on kõrge tähtsusega ning vastavate aladel metsastumisel kannataksid mitmed olulised ökosüsteemi hüved.

Summary

The provisioning of ecosystem services on open and successional alvar grasslands

The aim of current Master's thesis was to evaluate the effect of three different successional stages of alvar grasslands on the efficiency of provisioning pollination, natural pest control and cultural services. In connection to that it was also speculated how would shrubification and grassland restoration practices affect said services.

The study was carried out partially using my own data, and partially using already existing literature. There were 35 study sites which were located on alvar grasslands in Muhu, Saaremaa, Hiiumaa and the in mainland of western Estonia. On every study site three different habitat types were specified: open alvar grassland with short vegetation, alvar grassland ingrown with shrubs and forested alvars. Flora, bumblebees, butterflies and spiders were monitored on all habitat types.

Results showed that open alvar grasslands have a significant role in preserving all three ecosystem services. Pollination and cultural services are most affected by the shrubification. Pollinator abundance and species richness was highest in open alvar grasslands and lowest in forested areas. Concerning cultural services, open grasslands have great aesthetical, cultural heritage and recreational value. Alvars overgrown with dense shrubs and trees are species poor, difficult to access and not aesthetically pleasing. Open grasslands had in some way less prominent role in the provisioning of pest control service. Nevertheless, the species richness and activity density of the crop pest natural enemies (order *Araneae*) were highest in open grasslands, though the forested areas had also relevant effect on the activity density of the natural enemies. Considering all the above we can say that alvar grassland restorations are of great importance to the provisioning and preservice of ecosystem services and their functioning. Shrubification on the other hand would have negative effects on several ecosystem services provided by alvar grasslands.

Tänuavaldused

Soovin väga tänada oma juhendajat, Aveliina Helmi, igakülgse abi ja toetamise eest. Lisaks soovin tänada ka kõiki, kes viisid läbi välitöid ning kelle välitööde andmeid sain enda magistritöös kasutada.

Kasutatud kirjandus

- Aizen, M. A., Garibaldi, L. A., Cunningham, S. A., & Klein, A. M. (2008). Long-Term Global Trends in Crop Yield and Production Reveal No Current Pollination Shortage but Increasing Pollinator Dependency. *Current Biology*, 18(20), 1572–1575. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2008.08.066>
- Alaux, C., Allier, F., Decourtye, A., Odoux, J.-F., Tamic, T., Chabirand, M., ... Henry, M. (2017). A “Landscape physiology” approach for assessing bee health highlights the benefits of floral landscape enrichment and semi-natural habitats. *Scientific Reports*, 7(December 2016), 40568. <https://doi.org/10.1038/srep40568>
- Bakker, J. P., & Berendse, F. (1999). Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends in Ecology and Evolution*, 14(2), 63–68. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(98\)01544-4](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(98)01544-4)
- Balvanera, P., Pfisterer, A. B., Buchmann, N., He, J. S., Nakashizuka, T., Raffaelli, D., & Schmid, B. (2006). Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters*, 9(10), 1146–1156. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00963.x>
- Benayas, R. J. M., Newton, A. C., Diaz, A., & Bullock, J. M. (2009). Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. *Science (New York, N.Y.)*, 325(5944), 1121–4. <https://doi.org/10.1126/science.1172460>
- Bennett, E. M., Peterson, G. D., & Gordon, L. J. (2009). Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters*, 12(12), 1394–1404. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01387.x>
- Benton, T. G., Vickery, J. A., & Wilson, J. D. (2003). Farmland biodiversity: Is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution*, 18(4), 182–188. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(03\)00011-9](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00011-9)
- Bianchi, F. J. J. ., Booij, C. J. ., & Tscharntke, T. (2006). Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 273(1595), 1715–1727. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3530>
- Blitzer, E. J., Gibbs, J., Park, M. G., & Danforth, B. N. (2016). Pollination services for apple are dependent on diverse wild bee communities. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 221, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.004>
- Breeze, T. D., Vaissière, B. E., Bommarco, R., Petanidou, T., Seraphides, N., Kozák, L., ... Potts, S. G. (2014). Agricultural policies exacerbate honeybee pollination service supply-demand mismatches across Europe. *PLoS ONE*, 9(1). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0082996>
- Brittain, C., Kremen, C., & Klein, A. M. 2013. Biodiversity buffers pollination from changes in environmental conditions. *Global change biology*, 19(2), 540–547.
- Bullock, J. M., Aronson, J., Newton, A. C., Pywell, R. F., & Rey-Benayas, J. M. (2011). Restoration of ecosystem services and biodiversity: Conflicts and opportunities. *Trends in Ecology and Evolution*, 26(10), 541–549. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.06.011>
- Crouzat, E., Mouchet, M., Turkelboom, F., Byczek, C., Meersmans, J., Berger, F., ... Lavorel, S. (2015). Assessing bundles of ecosystem services from regional to landscape scale:

- Insights from the French Alps. *Journal of Applied Ecology*, 52(5), 1145–1155. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12502>
- Dallimer, M., Bredahl, J., Lundhede, T. H., Takkis, K., Giergiczny, M., & Thorsen, B. J. (2015). Patriotic values for public goods: Transnational trade-offs for biodiversity and ecosystem services? *BioScience*, 65(1), 33–42. <https://doi.org/10.1093/biosci/biu187>
- Dengler, J., Janišová, M., Török, P., & Wellstein, C. (2014). Biodiversity of Palaearctic grasslands: A synthesis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 182, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.12.015>
- Ebeling, A., Klein, A. M., Schumacher, J., Weisser, W. W., & Tschardt, T. (2008). How does plant richness affect pollinator richness and temporal stability of flower visits? *Oikos*, 117(12), 1808–1815. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2008.16819.x>
- Ehrpais, J. (toim.). (2001). Loometsad: Raplamaal 11. septembril 2001 toimunud konverentsi materjale. Eesti Metsaselts, Rapla. OÜ Vali Press.
- Engel, V., Jobbágy, E. G., Stieglitz, M., Williams, M., & Jackson, R. B. (2005). Hydrological consequences of Eucalyptus afforestation in the Argentine Pampas. *Water Resources Research*, 41(10), 1–14. <https://doi.org/10.1029/2004WR003761>
- Ford, H., Garbutt, A., Jones, D. L., & Jones, L. (2012). Impacts of grazing abandonment on ecosystem service provision: Coastal grassland as a model system. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 162, 108–115. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.09.003>
- Gardiner, M. M., & Neal, M. E. O. (2009). Landscape Diversity Enhances Biological Control of an Introduced Crop Pest in the North-Central USA, 19(1), 143–154.
- Gardiner, M. M., Landis, D. A., Gratton, C., Schmidt, N., O’Neal, M., Mueller, E., ... Heimpel, G. E. (2010). Landscape composition influences the activity density of Carabidae and Arachnida in soybean fields. *Biological Control*, 55(1), 11–19. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2010.06.008>
- Garibaldi, L. A., Steffan-Dewenter, I., Kremen, C., Morales, J. M., Bommarco, R., Cunningham, S. A., ... Klein, A. M. (2011). Stability of pollination services decreases with isolation from natural areas despite honey bee visits. *Ecology Letters*, 14(10), 1062–1072. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01669.x>
- Garibaldi, L. A., Steffan-Dewenter, I., Winfree, R., Aizen, M. A., Bommarco, R., Cunningham, S. A., ... Klein, A. M. (2013). Wild Pollinators Enhance Fruit Set of Crops Regardless of Honey Bee Abundance. *Science*, 339(6127), 1608–1611. <https://doi.org/10.1126/science.1230200>
- Guo, Z., Zhang, L., & Li, Y. (2010). Increased dependence of humans on ecosystem services and biodiversity. *PLoS ONE*, 5(10). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0013113>
- Helm, A. (2011). Eesti loopealsed ja kadastikud.
- Helm, A. (2015). Habitat restoration requires landscape-scale planning. *Applied Vegetation Science*, 18(2), 177–178. <https://doi.org/10.1111/avsc.12159>
- Helm, A., Hanski, I., & Pärtel, M. (2006). Slow response of plant species richness to habitat loss and fragmentation. *Ecology Letters*, 9(1), 72–77. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00841.x>
- Hernández-Morcillo, M., Plieninger, T., & Bieling, C. (2013). An empirical review of cultural ecosystem service indicators. *Ecological Indicators*, 29, 434–444.

<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.01.013>

- Ikonen, I. (2004). Loopealsed on Eesti pärl. – Eesti Loodus 55 (11): 540–542.
- Isbell, F., Calcagno, V., Hector, A., Connolly, J., Harpole, W. S., Reich, P. B., ... Loreau, M. (2011). High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. *Nature*, 477(7363), 199–202. <https://doi.org/10.1038/nature10282>
- Jackson, R. B. (2005). Trading Water for Carbon with Biological Carbon Sequestration. *Science*, 310(5756), 1944–1947. <https://doi.org/10.1126/science.1119282>
- Kalamees, R., Püssa, K., Zobel, K., & Zobel, M. (2012). Restoration potential of the persistent soil seed bank in successional calcareous (alvar) grasslands in Estonia. *Applied Vegetation Science*, 15(2), 208–218. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2011.01169.x>
- Klein, A.-M., Vaissiere, B. E., Cane, J. H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A., Kremen, C., & Tscharntke, T. (2007). Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 274(1608), 303–313. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3721>
- Klein, A. M., Brittain, C., Hendrix, S. D., Thorp, R., Williams, N., & Kremen, C. (2012). Wild pollination services to California almond rely on semi-natural habitat. *Journal of Applied Ecology*, 49(3), 723–732. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02144.x>
- Krauss, J., Bommarco, R., Guardiola, M., Heikkinen, R. K., Helm, A., Kuussaari, M., ... Steffan-Dewenter, I. (2010). Habitat fragmentation causes immediate and time-delayed biodiversity loss at different trophic levels. *Ecology Letters*, 13(5), 597–605. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01457.x>
- Kremen, C., & Ostfeld, R. S. (2005). A call to ecologists: Measuring, analyzing, and managing ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 3(10), 540–548. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2005\)003\[0540:actema\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2005)003[0540:actema]2.0.co;2)
- Kukk, T., & Sammul, M. (2006). Loodusdirektiivi poollooduslikud kooslused ja nende pindala Eestis. Sammul, Marek (Toim.). Eesti Looduseuurijate Seltsi 84. aastaraamat. Tartu: Eesti Looduseuurijate Selts.
- Kukk, T. (toim.). (2004). Pärandkooslused. Õpik-käsiraamat. Pärandkoosluste kaitse Ühing, Tartu. 1-256.
- Kühn, I., W. Durka, *et al.* (2004). "BioFlor — a new plant-trait database as a tool for plant invasion ecology." *Diversity and Distributions* 10(5-6): 363-365.
- Laasimer, L. (1965). Eesti NSV taimkate. (Vegetation of the Estonian S.S.R.) Valgus, Tallinn.
- Laasimer, L. (1975). Eesti lood ja loometsad, nende kaitse. Renno, O. (toim.) Eesti loodusharulduste kaitseks. Valgus, Tallinn, lk. 90–101.
- Lang, A., Filser, J., & Henschel, J. R. (1999). Predation by ground beetles and wolf spiders on herbivorous insects in a maize crop. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 72(2), 189–199. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(98\)00186-8](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(98)00186-8)
- Layke, C. (2009). Measuring Nature 's Benefits: A Preliminary Roadmap for Improving Ecosystem Service Indicators. *Analysis, World Reso.*, 1–36. Retrieved from <http://www.wri.org/project/>
- Lindemann-Matthies, P., & Bose, E. (2007). Species richness, structural diversity and species composition in meadows created by visitors of a botanical garden in Switzerland.

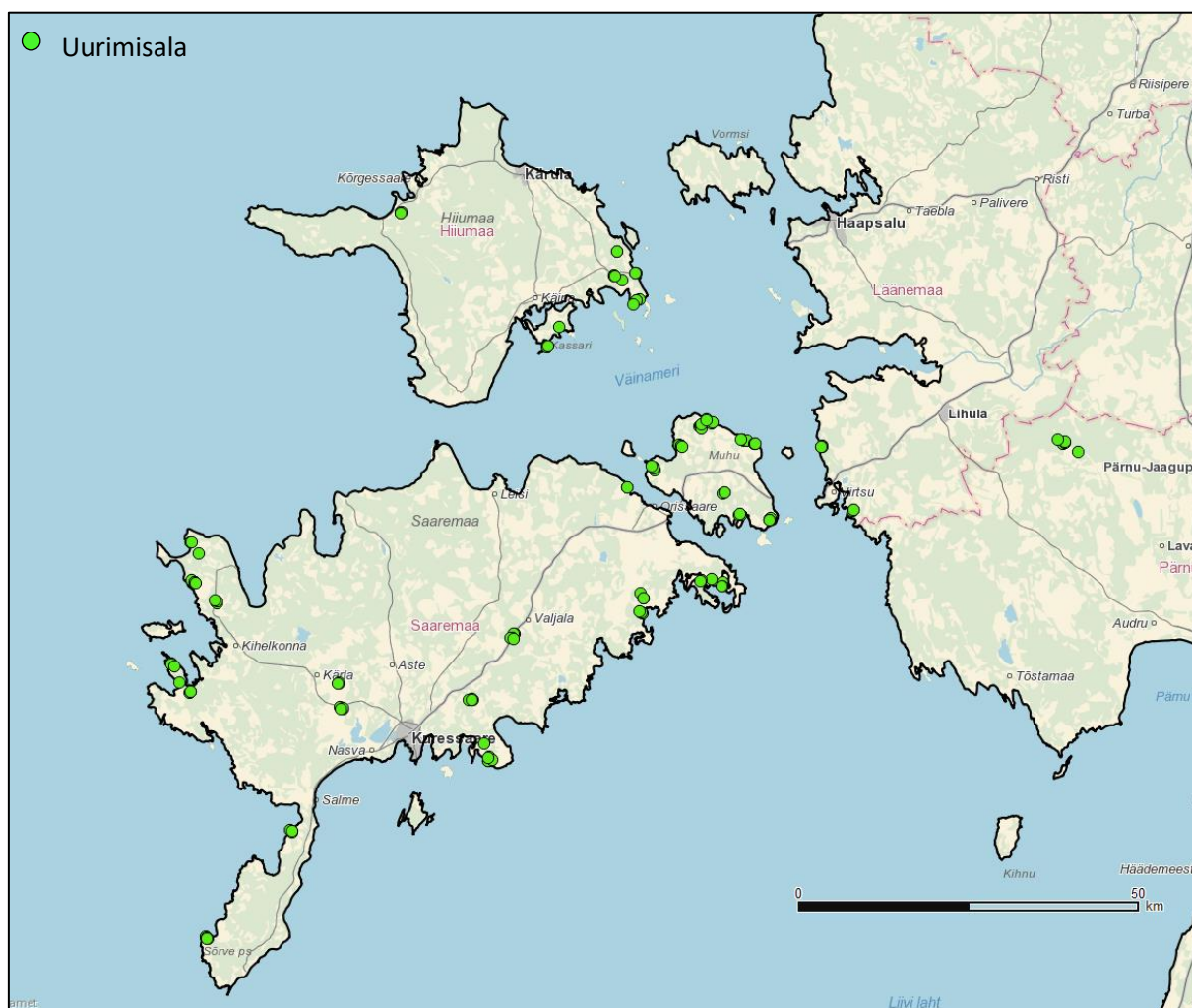
- Landscape and Urban Planning*, 79(3–4), 298–307. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2006.03.007>
- Lindemann-Matthies, P., Junge, X., & Matthies, D. (2010). The influence of plant diversity on people's perception and aesthetic appreciation of grassland vegetation. *Biological Conservation*, 143(1), 195–202. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.10.003>
- Maes, J., Paracchini, M.-L., & Zulian, G. (2011). *A European assessment of the provision of ecosystem services - Towards an atlas of ecosystem services*. Joint Research Centre, Publications Office of the European Union (Vol. JRC63505). <https://doi.org/10.2788/63557>
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment). (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends, Volume 1*. R. Hassan, R. Scholes, and N. Ash (eds.). Washington DC: Island Press.
- Metsoja, J. A., Neuenkamp, L., & Zobel, M. (2014). Seed bank and its restoration potential in Estonian flooded meadows. *Applied Vegetation Science*, 17(2), 262–273. <https://doi.org/10.1111/avsc.12057>
- Milcu, A. I., Hanspach, J., Abson, D., & Fischer, J. (2013). Cultural Ecosystem Services : A Literature Review and Prospects for. *Ecology and Society*, 18(3).
- Montoya, D., Rogers, L., & Memmott, J. (2012). Emerging perspectives in the restoration of biodiversity-based ecosystem services. *Trends in Ecology and Evolution*, 27(12), 666–672. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.07.004>
- Nyffeler, M., & Benz, G. (1987). Spiders in natural pest control: A review. *Journal of Applied Entomology*, 103(1–5), 321–339. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.1987.tb00992.x>
- Öckinger, E., & Smith, H. G. (2007). Semi-natural grasslands as population sources for pollinating insects in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 44(1), 50–59. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01250.x>
- Oliver, T. H., Isaac, N. J. B., August, T. A., Woodcock, B. A., Roy, D. B., & Bullock, J. M. (2015). Declining resilience of ecosystem functions under biodiversity loss. *Nature Communications*, 6, 10122. <https://doi.org/10.1038/ncomms10122>
- Ollerton, J., Winfree, R., & Tarrant, S. (2011). How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos*, 120(3), 321–326. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18644.x>
- Östman, Ö., Ekbom, B., & Bengtsson, J. (2003). Yield increase attributable to aphid predation by ground-living polyphagous natural enemies in spring barley in Sweden. *Ecological Economics*, 45(1), 149–158. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(03\)00007-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(03)00007-7)
- Paal, J. (1997). Eesti taimkatte kasvukohatüüpide klassifikatsioon. Classification of Estonian vegetation site types. Keskkonnaministeeriumi Info- ja Tehnokeskus. Tallinn.
- Papanikolaou, A. D., Kühn, I., Frenzel, M., & Schweiger, O. (2017). Semi-natural habitats mitigate the effects of temperature rise on wild bees. *Journal of Applied Ecology*, 54(2), 527–536. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12763>
- Parente, G., & Bovolenta, S. (2012). The role of grassland in rural tourism and recreation in Europe.
- Pollard, E. (1977). A method for assessing changes in the abundance of butterflies. *Biological conservation*, 12(2), 115–134.

- Poollooduslike koosluste tegevuskava aastateks 2014–2020. (2013). https://www.envir.ee/sites/default/files/plk_tegevuskava2016.pdf
- Potts, S. G., Biesmeijer, J. C., Bommarco, R., Felicioli, A., Fischer, M., Jokinen, P., ... Schweiger, O. (2011). Developing European conservation and mitigation tools for pollination services: approaches of the STEP (Status and Trends of European Pollinators) project. *Journal of Apicultural Research*, 50(2), 152–164. <https://doi.org/10.3896/IBRA.1.50.2.07>
- Pärtel, M., Kalamees, R., Zobel, M., & Rosén, E. (1998). Restoration of species-rich limestone grassland communities from overgrown land: The importance of propagule availability. *Ecological Engineering*, 10(3), 275–286. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(98\)00014-7](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(98)00014-7).
- Pärtel, M., Kalamees, R., Zobel, M., & Rosén, E. (1999). Alvar grasslands in Estonia: variation in species composition and community structure. *Journal of Vegetation Science*, 10, 561–570. <https://doi.org/10.2307/3237190>
- Pärtel, M. (2015). Elurikas Eesti: elu kõige suurem müsteerium on selle niivõrd suur rikkus. Sirp.
- Perring, M. P., Standish, R. J., Price, J. N., Craig, M. D., Erickson, T. E., Ruthrof, K. X., ... Hobbs, R. J. (2015). Advances in restoration ecology: rising to the challenges of the coming decades. *Ecosphere*, 6(8), art131. <https://doi.org/10.1890/ES15-00121.1>
- Plieninger, T., Dijks, S., Oteros-Rozas, E., & Bieling, C. (2013). Assessing, mapping, and quantifying cultural ecosystem services at community level. *Land Use Policy*, 33, 118–129. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.12.013>
- Potts, S. G., Vulliamy, B., Dafni, A., Ne'eman, G., & Willmer, P. (2003). Linking Bees and Flowers: How Do Floral Communities Structure Pollinator Communities? *Ecology*, 84(10), 2628–2642. Retrieved from [http://research.haifa.ac.il/~biology/neeman/Publications/D 40. Potts et al. 2003. Linking bees and flowers. Ecology.pdf](http://research.haifa.ac.il/~biology/neeman/Publications/D%2040.Potts%20et%20al.%202003.Linking%20bees%20and%20flowers.Ecology.pdf)
- Queiroz, C., Meacham, M., Richter, K., Norström, A. V., Andersson, E., Norberg, J., & Peterson, G. (2015). Mapping bundles of ecosystem services reveals distinct types of multifunctionality within a Swedish landscape. *Ambio*, 44(1), 89–101. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0601-0>
- Raudsepp-Hearne, C., Peterson, G. D., & Bennett, E. M. (2010). Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(11), 5242–5247. <https://doi.org/10.1073/pnas.0907284107>
- Rosén, E. (1982). Vegetation development and sheep grazing in limestone grasslands of south Öland, Sweden. *Acta Phytogeogr. Suec.* 72: 1-104.
- Rusch, A., Bommarco, R., Jonsson, M., Smith, H. G., & Ekbom, B. (2013). Flow and stability of natural pest control services depend on complexity and crop rotation at the landscape scale. *Journal of Applied Ecology*, 50(2), 345–354. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12055>
- Rusch, A., Chaplin-Kramer, R., Gardiner, M. M., Hawro, V., Holland, J., Landis, D., ... Bommarco, R. (2016). Agricultural landscape simplification reduces natural pest control: A quantitative synthesis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 221, 198–204. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.039>

- Schmidt, M. H., Roschewitz, I., Thies, C., & Tscharntke, T. (2005). Differential effects of landscape and management on diversity and density of ground-dwelling farmland spiders. *Journal of Applied Ecology*, 42(2), 281–287. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01014.x>
- Schulp, C. J. E., Thuiller, W., & Verburg, P. H. (2014). Wild food in Europe: A synthesis of knowledge and data of terrestrial wild food as an ecosystem service. *Ecological Economics*, 105, 292–305. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.06.018>
- Strong, A. M., Sherry, T. W., & Holmes, R. T. (2000). Bird predation on herbivorous insects: indirect effects on sugar maple saplings. *Oecologia*, 125(3), 370–379. <https://doi.org/10.1007/s004420000467>
- Suding, K. N. (2011). Toward an Era of Restoration in Ecology: Successes, Failures, and Opportunities Ahead. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 42, 465–487. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102710-145115>
- Talvi, T. (2010). Eesti puisniidud ja puiskarjamaad.
- Thies, C., & Tscharntke, T. (1999). Landscape structure and biological control in agroecosystems. *Science*, 285(5429), 893–895.
- Tilman, D., Reich, P. B., & Knops, J. M. H. (2006). Biodiversity and ecosystem stability in a decade-long grassland experiment. *Nature*, 441(7093), 629–632. <https://doi.org/10.1038/nature04742>
- Tscharntke, T., Bommarco, R., Clough, Y., Crist, T. O., Kleijn, D., Rand, T. A., ... Vidal, S. (2007). Conservation biological control and enemy diversity on a landscape scale. *Biological Control*, 43(3), 294–309. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2007.08.006>
- Vardi looduskaitseala kaitse-eeskiri. (2007). Vabariig valitsus. <https://www.riigiteataja.ee/akt/13293112>

LISA 1

Uurimisalade paiknemine kaardil. Uurimisalad märgitud roheliste ringidega.



Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Elisabeth Prangel (20.03.1992),

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose

„Ökosüsteemi hüved avatud ja kinnikasvavatel loopealsetel“,

mille juhendaja on vanemteadur Aveliina Helm,

- 1.1.reprodutseerimiseks säilitamise ja üldsusele kättesaadavaks tegemise eesmärgil, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace-is lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;
 - 1.2.üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tartu Ülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace'i kaudu kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.
2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.
 3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Tartus, **24.05.2017**